

Gewässervernetzung Altarmsystem zwischen Maria Ellend und Regelsbrunn: Limnologische Status-Quo-Erhebung.

Untersuchungsjahre 1995 / 1996 — Endbericht

Die Gewässervernetzung Maria Ellend—Regelsbrunn wurde im Auftrag der Wasserstraßendirektion Wien durchgeführt und von der Universität Wien fachlich begleitet. Ein umfangreiches ökologisches Begleitprogramm hat den Zustand und die Veränderungen dokumentiert.

Fritz Schiemer, Klement Tockner, Christian Baumgartner (Hrsg.)



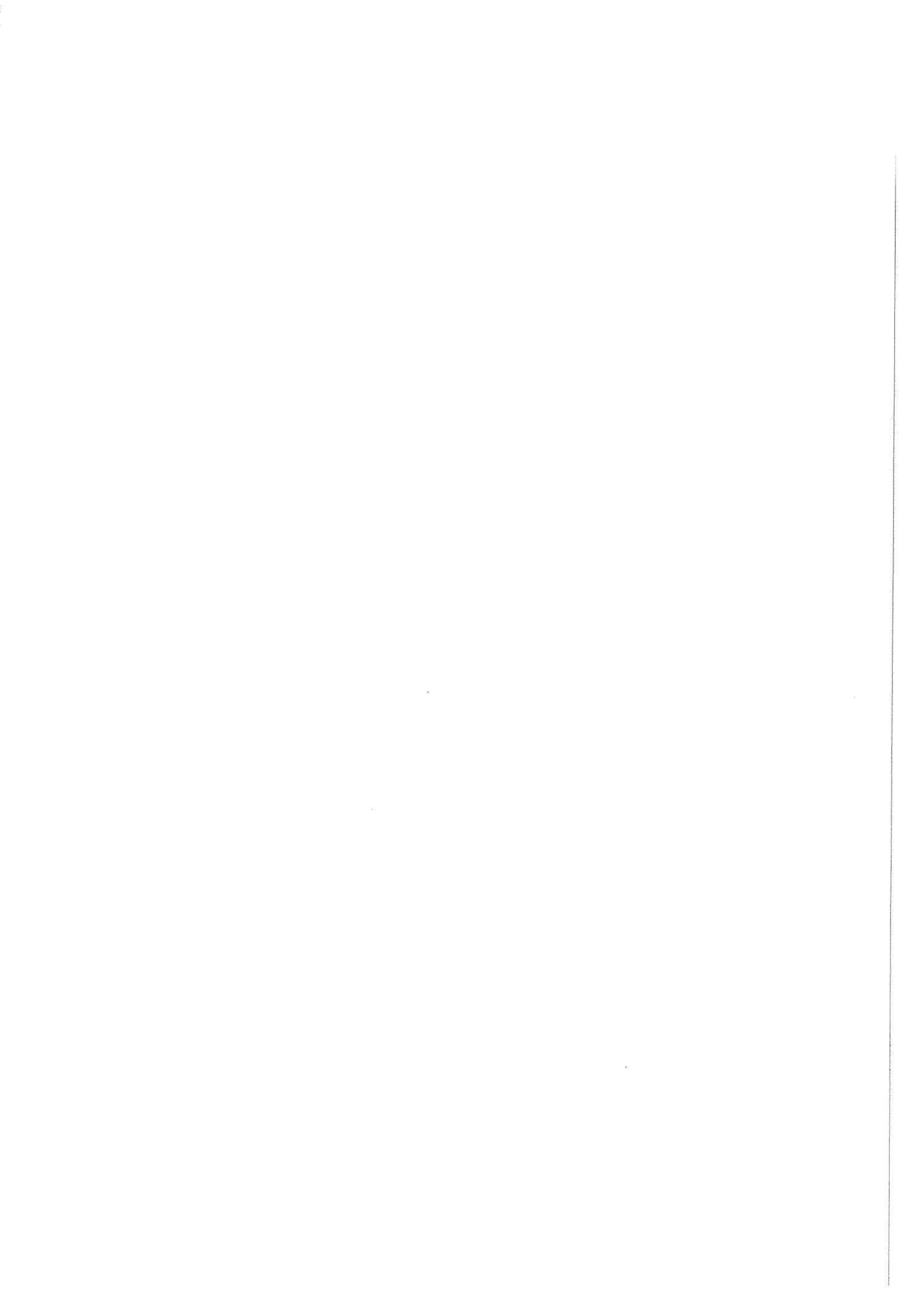
Abteilung für Limnologie
Institut für Zoologie der Universität Wien

Gewässervernetzung Regelsbrunn

Limnologische Status-Quo Erhebung

Untersuchungsjahre 1995 - 1996





Abteilung für Limnologie
Institut für Zoologie der Universität Wien
Leiter: Univ. Prof. Dr. F. Schiemer

Gewässervernetzung: Altarmsystem zwischen Maria- Ellend und Regelsbrunn (Strom-km 1905,5 - 1895,5)

Limnologische Status-Quo Erhebung

Untersuchungsjahre 1995 - 1996

(Endbericht)

Studie im Auftrag der Wasserstraßendirektion Wien

Projektleitung: F. Schiemer

Koordination: C. Baumgartner, K. Tockner

Redaktion: C. Baumgartner

März 1997

Druck: C&D Ges.m.b.H, Sandleitengasse 9-13, A-1160 Wien

Abteilung für Limnologie, Institut für Zoologie der Universität Wien, Althanstr. 14, A-1090 Wien

Projektmitarbeiter

Projektleitung	Univ.Prof.Dr. Fritz Schiemer
Projektkoordination	Dr. Christian Baumgartner Dr. Klement Tockner
Sedimente & Morphologie	Dr. Klement Tockner Fr. Doris Pennetzdorfer Dr. Christian Baumgartner Dr. Fritz Schiemer
Hydrochemie	Mag. Thomas Hein Mag. Gudrun Heiler Hr. Hubert Krail Mag. Gerold Winter
Phytoplankton & Primärproduktion	Mag.Dr. Michael Schagerl Mag. David Angeler Dr. Robert Mutschlechner Mag. Clemens Pichler Fr. Barbara Pritz Fr. Patricia Riegler Mag. Wolfgang Siegl Fr. Judith Zika
Makrophyten	Mag. Georg Kum Dr. Norbert Gätz
Mollusken	Dr. Erich Weigand Mag. Franz Stadler
Libellen	Mag.Dr. Eva Chwala Mag. Rainer Raab
Makrozoobenthos	Dr. Klement Tockner Dr. Elisabeth Gaviria Dr. Verena Kovarc Dr. Wolfgang Lechthaler Dr. Britta Möbes-Hansen
Amphibien	Dr. Christian Baumgartner Dr. Andrea Waringer-Löschenkohl Mag.Dr. Eva Schweiger-Chwala Mag. Karina Wiener Mag.Dr. Birgit Gollmann Dr. Peter Pospisil
Fischökologie	Dr. Irene Zweimüller Hr. Helmut Nimmervoll Hr. Stefan Moidl Mag. Michael Schabuss Mag. Walter Reckendorfer Mag. Gerold Winkler

Band 1: Textband

Restaurierungsmöglichkeiten von Flußauen

Fritz SCHIEMER, Klement TOCKNER und Christian BAUMGARTNER

1. Einleitung.....	1
2. Flußauen: Definition und ökologische Funktion	4
3. Leitbild: Ökologischer Zustand der Flußauen vor der Donauregulierung	7
4. Auswirkungen der Regulierung, Veränderungen seit dem letzten Jahrhundert, ökologische Defizite	7
5. Restaurierungskonzept.....	10
6. Limnologische Beweissicherung	15
7. Literatur	19

Morphologie und Sedimentdynamik

Doris PENNETZDORFER, Christian BAUMGARTNER, Klement TOCKNER und Fritz SCHIEMER

1. Einleitung.....	23
2. Untersuchungsstellen und Methodik	24
3. Ergebnisse.....	27
3.1. Morphologie.....	27
3.2. Fotografische Dokumentation.....	31
3.3. Feinsedimentauflagen der Transekte.....	31
3.4. Sedimentaufbau und benthisches organisches Material	34
3.4.1. Korngrößenverteilung	34
3.4.2. Organisches Material: Konzentrationen	35
3.4.3. Organisches Material: Gehalte	38
3.5. Schwebstoffe	38
3.5.1. Konzentrationen	39
3.5.2. Korngrößenverteilung	41
3.5.3. POC- und DOC- Konzentrationen.....	42
3.5.4. SPOM- und CPOM- Transport.....	43
4. Diskussion und Zusammenfassung	45
5. Literatur	49

Hydrochemie

Gudrun HEILER und Thomas HEIN

1. Einleitung und Fragestellung.....	51
1.1. Material und Methoden	52
2. Ergebnisse und Diskussion	55
2.1. Hydrologie	55
2.2. Hydrochemische Kartierung	55

2.3. Dotation, Nährstoffeintrag und Einbauprozesse im Ausystem entsprechend der hydrologischen Situation.....	59
2.3.1. Vergleiche der Mittelwerte an den 7 Hauptstandorten.....	59
2.3.2. Zeitliche Verläufe chemischer Indikatorparameter (Nitrat, Alkalinität).....	63
2.3.3. Bakteriensekundärproduktion und -biomasse.....	65
3. Literatur.....	68

Phytoplankton

Michael SCHAGERL und Patricia RIEDLER

1. Einleitung.....	69
2. Material und Methoden.....	71
3. Ergebnisse und Diskussion.....	75
3.1. Licht.....	75
3.2. P/I-Kurven.....	77
3.3. Modellberechnungen zur Produktivität.....	91
3.4. Phytoplankton.....	104
3.5. Pigmente.....	116
4. LITERATUR.....	135

Makrophyten

Georg KUM und Norbert GÄTZ

1 Einleitung.....	139
1.1 Definition des Begriffes "Makrophyten".....	140
1.2 Fragestellung.....	140
1.3 Bisherige Untersuchungen der Gewässervegetation im ostösterreichischen Donaauraum.....	141
2 Methodik.....	142
2.1 Zeitraum der Untersuchungen und hydrologische Rahmenbedingungen.....	142
2.2 Örtlicher Bereich der Untersuchungen und Untergliederung des Untersuchungsgebietes.....	142
2.3 Abschnittskartierung.....	142
2.3.1 Kartierungsarbeit.....	142
2.3.1.1 Tabellarische Aufzeichnungen.....	143
2.3.1.2 Graphische Aufzeichnungen vor Ort.....	143
2.3.1.3 Bestimmungsliteratur.....	143
2.3.2 Auswertungsmethoden.....	145
2.4 Detailkartierung.....	145
2.4.1 Kartierungsarbeit.....	145
2.4.2 Erhobene und errechnete Parameter.....	147
3 Ergebnisse und Diskussion.....	147
3.1 Abschnittskartierung.....	147
3.1.1 Flora.....	148
3.1.2 Vegetation:.....	149
3.1.3 Beschreibung der einzelnen Armsysteme (Biotoptypen).....	155
3.1.3.1 Hauptarmabschnitte.....	155
3.1.3.2 Zubringer von der Donau.....	155
3.1.3.3 Armsystem A.....	155
3.1.3.4 Armsystem B.....	156
3.1.3.5 Armsystem C.....	156
3.1.3.6 Armsystem D.....	156

3.1.3.7 Armsystem E.....	157
3.1.3.8 Armsystem I.....	157
3.2 Detailkartierung	157
3.2.1 Beschreibung der einzelnen Quertransekte.....	159
4 Diskussion und Prognosen.....	175
5 Zusammenfassung	177
5.1.1 Flächendeckende Abschnittskartierung 1995.....	177
5.1.2 Detailkartierung 1996.....	178
6 Literatur	180

Makrozoobenthos

Klement TOCKNER

1. Einleitung.....	183
2. Untersuchungsstellen und Untersuchungszeit	184
3. Methodik	186
4. Ergebnisse.....	187
4.1. Organischer Gehalt	187
4.2. Gesamtabundanzen, Großgruppenverteilung	189
4.3. Tiefenverteilung.....	192
4.4. Artenzusammensetzung und Artenverteilung	192
4.4.1. Copepoda und Cladocera	193
4.4.2. Oligochaeta.....	196
4.4.3. Mollusken.....	198
4.4.4. Chironomidae	198
4.5. Artenzahl, Artendiversität und Äquität.....	199
4.6. Verteilung und hydrologische Vernetzung.....	200
5. Diskussion	206
6. Literatur	209

Mollusken

Erich WEIGAND und Franz STADLER

1. Einleitung und Zielsetzung	211
2. Probenstandorte, Material und Methoden	212
2.1. Untersuchte Gewässerabschnitte.....	212
2.2. Probennahme und Auswertung.....	214
2.3. Datenanalyse.....	216
3. Ergebnisse und Charakterisierung der Gewässer.....	218
3.1. Mollusken des Untersuchungsgebietes und Standortfaktoren der Probenpunkte	218
3.2.	220
3.2. Kurzbeschreibung der Arten.....	223
3.3. Artenzahl, Diversität, Häufigkeitsverteilung und Abundanz	230
3.4. Verteilung der Fauna in bezug auf das Bodensubstrat.....	235
3.5. Verteilung der Fauna in bezug auf das CPOM und die Makrophyten.....	239
4. Charakterisierung der Augewässer	242
4.1. Der Hauptarm des Auegebietes	242
4.2. Gewässertypus "Einströmbereich"	244
4.3. Seitenarme im Auegebiet	247
4.4. Altarme mit ausgeprägter Verlandungstendenz	248

4.5. Referenzgewässer Donau-Fluß	248
4.6. Referenzgewässer Fische.....	249
4.7. Vergleich der Hauptgewässertypen des Augebietes.....	250
5. Literatur.....	251

Libellen

Eva CHWALA und Rainer RAAB

1. Einleitung	253
1.1. Libellen als Bioindikatoren	253
1.2. Libellenfauna der österreichischen Donauauen.....	254
2. Erhebungsmethode.....	255
2.1. Auswahl der Aufnahmestandorte	255
2.2. Aufnahmezeitraum	255
2.3. Erhebung des repräsentativen Artenspektrums	255
3. Ergebnisse	257
3.1. Gesamtüberblick	257
3.2. Artenzahl der Aufnahmequadranten	257
3.3. Individuenhäufigkeit.....	257
3.4. Stetigkeit.....	261
4. Diskussion.....	264
4.1. Arteninventar.....	264
4.2. Erwartete Auswirkungen der Altarmöffnung.....	266
5. Literatur.....	270

Amphibien

Christian BAUMGARTNER

1. Einleitung	273
2. Material und Methoden	273
2.1. Frühjahrskartierung: Braunfrosch- und Erdkrötengelege.....	273
2.2. Sommerkartierung der Larven und Gelege	274
2.3. Kartierung im Herbst	274
2.4. Gewässergrenzen und erhobene Parameter	275
2.5. Kriterien für die Beurteilung als Fortpflanzungsgewässer.....	275
2.6. Zuverlässigkeit der Methode	276
3. Ergebnisse	277
3.1. Laichgewässer.....	277
3.2. Die Amphibien des Untersuchungsgebietes	280
3.3. Artenvielfalt der Laichgewässer	283
3.4. Bedeutende Fortpflanzungsgewässer der Sommerlaicher	287
3.5. Bedeutende Laichplätze der Braunfrösche (1995).....	287
3.6. Häufigkeit und Stetigkeit der Arten	287
3.7. Gemeinsame Fortpflanzungsgewässer	289
3.8. Artenvielfalt - Gewässermerkmale	290
4. Diskussion.....	295
5. Literaturverzeichnis.....	300

Jungfische

Irene ZWEIMÜLLER, Stefan MOIDL und Helmut NIMMERVOLL

1. Einleitung.....	301
2. Jungfischaufnahmen 1994	303
2.1. Material und Methoden	303
2.1.1. Mathematische Methoden	304
2.2. Befischungsstandorte.....	306
2.3. Ergebnisse.....	308
2.3.1. Arten und Reproduktionsstrategien	308
2.3.2. Großräumige Verteilung	312
2.3.3. Kleinräumige Verteilung und bestimmende Umweltbedingungen	316
2.3.3.1. Saisonale Verfügbarkeit.....	316
2.3.3.2. Univariate Analyse	316
2.3.3.2.1. Wassertiefe	316
2.3.3.2.2. Dichte der Vegetation	322
2.3.3.2.3. Substrat.....	322
2.3.3.2.4. Distanz zum Ufer.....	327
2.3.3.3. Multivariate Analyse	327
2.3.3.4. Synthese	330
3. Jungfischaufnahme 1996	332
4. Literatur	333

Adultfische

Irene ZWEIMÜLLER

1. Einleitung.....	335
1.1. Durchgeführte Untersuchungen.....	337
2. Elektrobefischungen 1996	339
2.1. Befischungsabschnitte	339
2.2. Material und Methoden	340
2.2.1. Aprilbefischung	340
2.2.2. Augustbefischung	341
2.2.3. Mathematische Auswertung und verwendete Begriffe	341
2.3. Ergebnisse Frühjahrsbefischung	344
2.3.1. Abiotische Faktoren	344
2.3.2. Fische	345
2.3.2.1. Mikrohabitatwahl	351
2.3.2.2. Laichverhalten Nasen.....	353
2.4. Ergebnisse Augustbefischung	353
2.4.1. Abiotische Faktoren	354
2.4.2. Fische	354
2.4.2.1. > 1+ Fische	355
2.4.2.2. Mikrohabitatwahl	358
2.4.2.3. 1+ Fische.....	361
2.4.2.3.1. Mikrohabitatwahl.....	361
2.5. Vergleich der Befischungstermine	364
3. Fischökologische Veränderungen	365
3.1. Vernetzung Donau-Altarm	365
3.2. Artenspektrum im zeitlichen Verlauf.....	368
3.3. Artenvielfalt und räumlich zeitliche Konstanz.....	368
4. Literatur	372

Bodenfische

Irene ZWEIMÜLLER

1. Einleitung	375
2. Material und Methoden	376
2.1. Fangtechnik:	376
2.2. Umweltparameter:.....	376
2.3. Mathematische Auswertung	377
2.4. Probestellen	378
3. Ergebnisse	379
3.1. Fischvorkommen im Längsverlauf des Altarmes	380
3.1.1. Uferzugnetzfänge	380
3.1.2. Langleinenbefischungen	382
3.2. Artenassoziationen.....	382
3.3. Detailergebnisse.....	388
3.3.1. Stark benthisches orientierte Arten	388
3.3.2. Schwach benthisches orientierte Arten.....	395
3.3.3. Pelagische Arten.....	400
4. Literatur.....	403

Zusammenfassung

1. Hydrochemie.....	405
2. Morphologie und Sedimentdynamik.....	406
3. Phytoplankton und Primärproduktion.....	406
4. Makrophyten	408
5. Makrozoobenthos	409
6. Mollusken.....	409
7. Libellen	411
8. Amphibien	411
9. Jungfische.....	412
10. Adultfische	413
11. Bodenfische	415

Glossar	417
---------------	-----

Restaurierungsmöglichkeiten von Flußauen: Das Donau-Restaurierungs-Programm bei Regelsbrunn

Fritz SCHIEMER, Klement TOCKNER & Christian BAUMGARTNER

1. Einleitung

In den beiden letzten Jahrhunderten sind alle großen europäischen Flußsysteme durch menschliche Eingriffe grundlegend verändert worden (u.a. ADMIRAAL et al., 1993; IKS-CIPR, 1993; DYNESIUS & NILSSON, 1994; GHETTI & SAMOIRAGHI, 1994; VAN DIJK, 1994). Begradigungen und Abdämmungen zum Hinterland im Sinne eines umfassenden Hochwasserschutzes, zur Landgewinnung und zur besseren Schiffbarmachung, weiters die Errichtung von Stauketten zur Erzeugung von Energie sowie die punktuelle und diffuse Schadstoff- und Nährstoffbelastung haben die Ökologie der Flußlandschaften stark verändert.

Die gegenwärtige Situation an der Donau ist durch Regulierungen und Stauhaltungen geprägt. Durch diese Eingriffe ergaben sich Defizite im Struktureichtum und Wasserhaushalt der Auen, die nicht nur zu einer Beeinträchtigung der ökologischen Gegebenheiten und der ursprünglichen Lebensgemeinschaften führten, sondern auch zu einer Beeinträchtigung der praktischen Nutzungsmöglichkeiten für Trinkwassergewinnung, Forstwirtschaft und Fischerei.

Trotz der tiefgreifenden Veränderungen während der letzten 120 Jahre, zählen die Flußauen der freien Flußstrecke östlich von Wien zu den letzten großflächigen Resten dieses Typus in Europa (LÖFFLER, 1990; DISTER, 1994; SCHIEMER & WAIDBACHER, 1992, 1994). Bereits jetzt erfüllt das Gebiet die strengen IUCN-Kriterien eines Nationalparkes, da die naturnahen Prozeßabläufe in einem vergleichsweise hohem Maße gewährleistet sind. Eine Inventur der Fauna und Flora unterstreicht die Bedeutung dieser Stromlandschaft als international bedeutender Kreuzungspunkt eines Ost-West und Nord-Süd ausgerichteten Landschaftskorridors, der über-

regionale Ausbreitungs- und Austauschvorgänge von Lebensgemeinschaften in einer ansonsten weitgehend verarmten Landschaft ermöglicht und somit eine hohe Biodiversität garantiert (Tab. 1).

Tabelle 1: Mindestzahl an Arten ausgewählter Gruppen, die im Fluß-Augebiet östlich von Wien bis zur Staatsgrenze bisher nachgewiesen sind (Bericht: BETRIEBSGESELLSCHAFT MARCHFELDKANAL, 1995).

<u>Gruppe</u>	<u>Arten(Taxa-)zahl</u>
Gefäßpflanzen	623
Hydro- und Helophyten	57
Vögel	164
(davon Brutvögel	86 - 94)
Reptilien	7
Amphibien	12
Fische	54
Mollusken (semiterrestrisch & aquatisch)	68
Odonata (Libellen)	49
Trichopteren (Köcherfliegen)	77
Wasserkäfer	34

Für die langfristige Restaurierung der Verhältnisse in Richtung des Zustandes vor der Regulierung sind allerdings Maßnahmen erforderlich. Für die Donautrecke unterhalb von Wien wurde von einem interdisziplinären Team von Hydrologen, Wasserbauern und Ökologen ein Paket von Maßnahmen entwickelt ("Flußbauliches Gesamtkonzept"). Die wesentlichen Elemente dieses Maßnahmenpaketes sind vier aufeinander abgestimmte Teilkonzepte: a) Niederwasserregulierung, b) Uferstrukturierung, c) Sohlstabilisierung und d) die Vernetzung von Strom und Nebengewässern. Entscheidendes Element ist die Sicherstellung und Verbesserung des Wasseraustausches zwischen Strom und Au - sowohl über den begleitenden Grundwasserkörper als auch über Oberflächengewässer.

Das Gewässervernetzungsprojekt im Bereich der Regelsbrunner Au ist als großer Modellversuch zu verstehen. Eine gründliche Begleituntersuchung soll ermöglichen, Beurteilungskriterien für weitere Projekte zu entwickeln sowie Optimierungsvorschläge für Folgeprojekte zu erarbeiten.

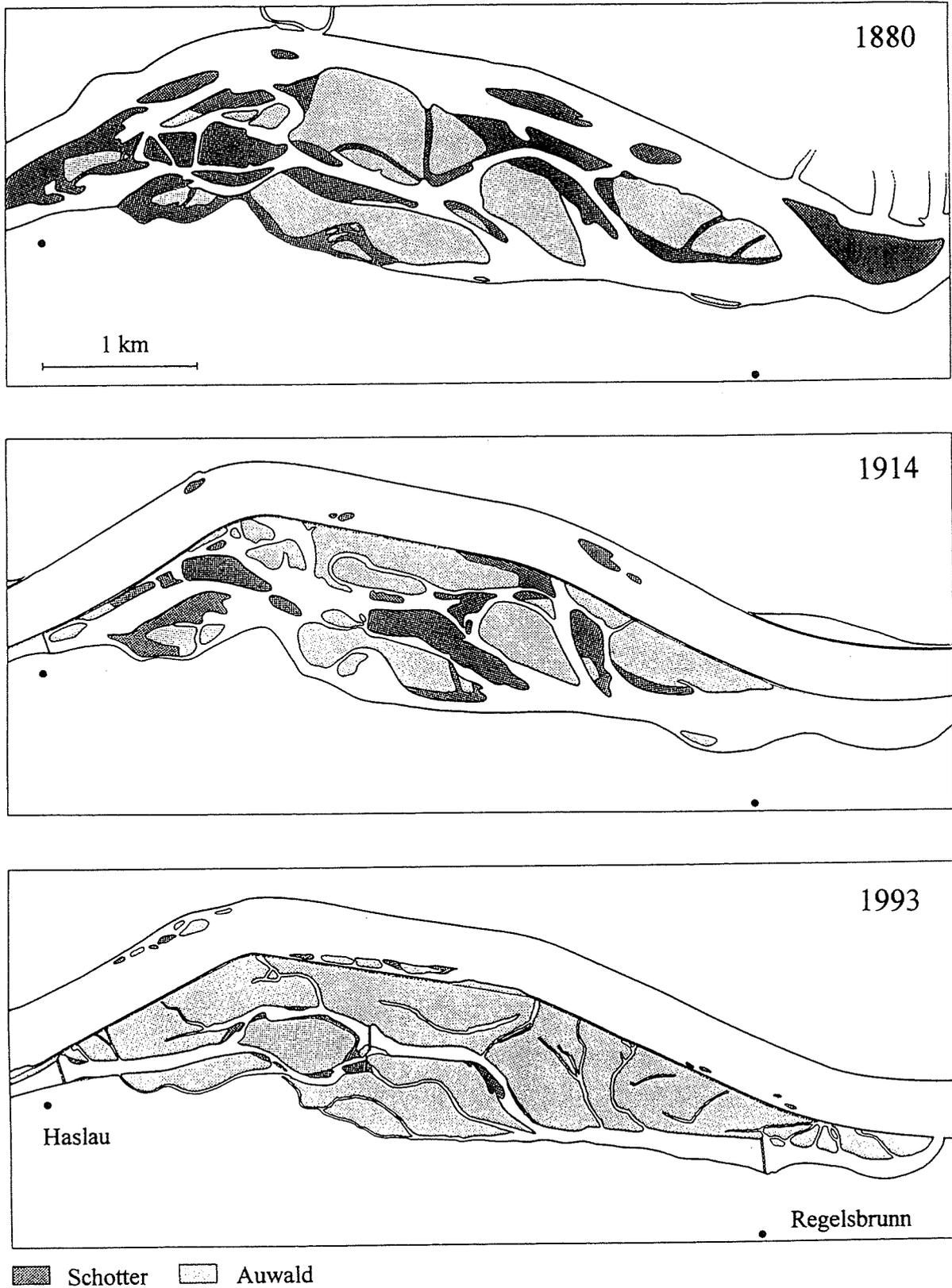


Abbildung 1: Veränderung der Stromlandschaft bei Regelsbrunn in den letzten 115 Jahren.

2. Flußauen: Definition und ökologische Funktion

Auen sind flußbegleitende Lebensräume, die durch regelmäßige Überflutungen geprägt sind (JUNK & WELCOMME, 1990). Der Schlüsselfaktor für das Verständnis der ökologischen Vorgänge in Flußauen ist die hydrologische Vernetzung von Fluß und Au durch eine dynamische Verbindung a) über den Grundwasser-Körper, b) in Form offener Verbindungen von Fluß und Altarmen und c) in Form von Hochwässern (SCHIEMER, 1995).

Austauschvorgänge zwischen Fluß, begleitendem Grundwasser-Körper und den Auen überlagern die Bedeutung von Stofftransport und biologischen Umbauprozessen im Längsverlauf, wie sie durch das Flußkontinuum-Konzept (VANNOTE et al., 1980) beschrieben werden. Die seitliche Vernetzung von Fluß und Au ist von der geomorphologischen Struktur, d.h. dem Relief der Aulandschaft, und den Wasserstandsfluktuationen abhängig.

Die hydrologische Dynamik des Flusses, d.h. Frequenz und Ausmaß der Wasserstandsschwankungen, bewirken eine ständige Belüftung und Spülung des Gewässerkörpers und eine Anbindung von Augewässern an den Fluß. Die laterale Konnektivität erhöht die Produktivität des Flußauensystems (HOLCIK & BASTIL, 1976; WELCOMME 1979; ANTIPA, 1982; AMOROS & ROUX, 1988; JUNK et al., 1989; STANFORD & WARD, 1993; WARD & STANFORD, 1995) und stellt eine wichtige Voraussetzung für das Vorkommen charakteristischer Artengesellschaften dar (z.B. innerhalb der Fischfauna, SCHIEMER & WAIDBACHER, 1992).

Auen sind wesentliche Quellen an gelöstem und partikulärem organischen Kohlenstoff für die weitgehend heterotrophen - von organischem Material (OM) abhängigen - Nahrungsnetze im Hauptstrom (MULLHOLLAND, 1981). Bei niedrigen Wasserständen (<MW) erfolgt der Eintrag von OM hauptsächlich aus dem unmittelbaren Uferbereich (Laubfall). Einsickernde Grund- und Bodenwässer können ebenfalls eine wichtige Rolle spielen (FIEBIG, 1995). Der wesentliche Anteil an OM wird allerdings durch Hochwässer verfrachtet (JUNK et. al., 1989). Im Gegensatz zu kleinen Fließgewässern, in die der Hauptanteil passiv eingetragen wird, "holen" sich große Flüsse ihr OM aktiv während der Überflutungen. Bei kurzen Hochwasserspitzen, wie sie für regulierte Flußläufe kennzeichnend sind, ist die Nutzbarkeit wegen der geringen hydraulischen Retentionskapazität des Flußkanals zum Zeitpunkt der Überflutung gering. Der Fluß transportiert eingeschwemmtes Material rasch ab. Abgetrennte Altarme, die kaum in das Hochwasserregime eingebunden sind, akkumulieren partikuläres OM. Dies ergibt sich aus dem deutlichen Zusammen-

hang zwischen Sedimentauflagen und der Dauer der hydrologischen Vernetzung mit dem Hauptstrom (TOCKNER & BRETSCHKO, im Druck) (Abb.2).

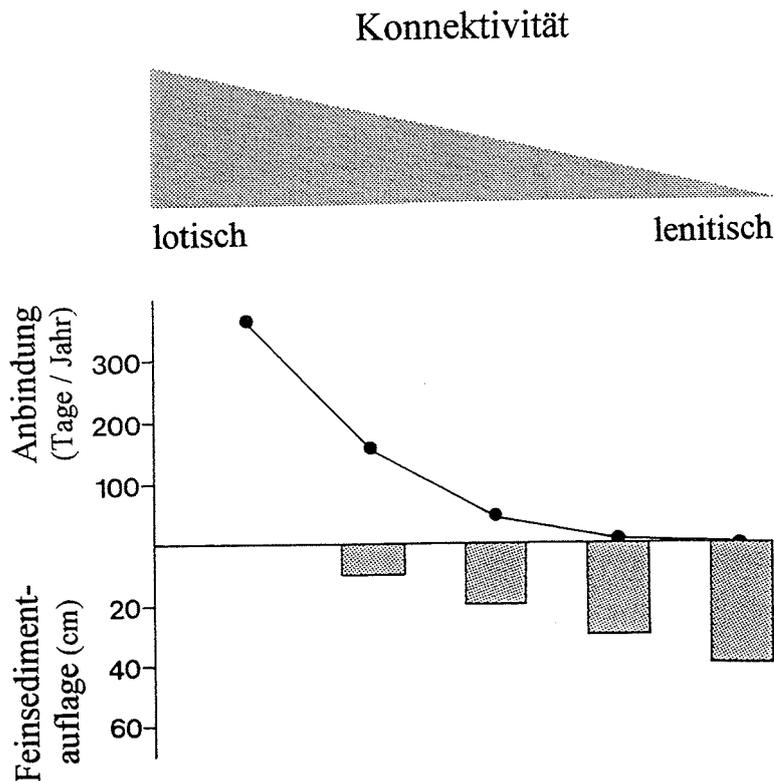


Abbildung 2:

oben: Schematische Darstellung der abnehmenden Vernetzung (Konnektivität) von Altarmen mit dem Hauptstrom.

unten: Feinsedimentauflage (Säulen) in Gewässern mit unterschiedlicher Anschlußdauer an die Donau (Tage / Jahr = Tage pro Jahr). Transekt von der Donau seitwärts. Nach K. Tockner, 1992.

Durchziehende Hochwässer verjüngen aufgrund ihrer erosiven Kraft Teile der Aue und lagern anderorts Geschiebe und Schweb ab. Hochwasserbedingte Störungen, z.B. die Umgestaltung von Uferstrukturen, initiieren Sukzessionsabläufe und gewährleisten ein Gleichgewicht von Neubildung und Verlandung, welche das Ökosystem im Zustand einer Metastabilität erhalten. Diese mosaikartige Verflechtung von Teillebensräumen wechselnder Größe und unterschiedlichen Alters resultiert in einer Habitatvielfalt und hohen Biodiversität in natürlichen Flußauen. Störungen sind somit eine wesentliche Voraussetzung für die Erhaltung charakteristischer Flußlandschaften (JUNK

et al., 1989; SEDELL et al., 1989; NAIMAN & DECAMPS, 1990; SCHIEMER, 1994; SCHIEMER et al., 1994).

Flußauen erfüllen wesentliche landschaftsökologische Funktionen:

1. im Sinne eines Hochwasserrückhaltes (Ausgleichsfunktion für das hydrologische Regime, Verminderung der Sohlschubspannung im Hauptgerinne),
2. für die Regulierung von Nährstoffkreisläufen (Rückhalt an Schwebstoffen, Erhöhung der Abbaukapazität von organischen Substanzen, Funktion als Nährstoffpuffer),
3. als Orte hoher Produktion an Biomasse (Plankton, Benthos, Fische, Vegetation u.a.); Nahrungsproduktionszonen für Fische und benthische Organismen der Augewässer und des Donaustromes (Bereicherung der aquatischen und semiaquatischen Nahrungsnetze),
4. als Refugialbereiche für die Fließgewässerbiozönosen der Donau (genetisches Reservoir; z.B. nach Hochwässern) und
5. als Lebensraum für eine artenreiche, zum Teil gefährdete Fauna und Flora (AMOROS & ROUX, 1988; NAIMAN & DECAMPS, 1990; SCHIEMER, 1994; SCHIEMER et al., 1994).

3. Leitbild: Ökologischer Zustand der Flußauen vor der Donauregulierung

Zufolge ihres Gefälles, ihrer mittleren Strömungsgeschwindigkeiten, ihres Transportvermögens an Geschiebe und ihres Temperaturregimes ist die österreichische Donau als Gebirgsfluß definiert (HERZIG, 1984). Vor der Regulierung war der Fluß in den alluvialen Beckenlandschaften in ein reichgegliedertes System von Haupt-, Neben- und Altläufen gegliedert, deren Abflußkapazität wechselte (Furkationstypus, *sensu* SCHUMM, 1985). Dieser ursprüngliche Zustand ist anhand alter Kartenmaterialien des Regelsbrunnner Flußabschnittes gut erkennbar (Abb. 1). Die Donau umfloß in mehreren Armen große Schotterbänke und bewachsene Inseln (MOHILLA & MICHELMAYER, 1995).

Bis zur Mitte des letzten Jahrhunderts bestand ein dynamisches Gleichgewicht zwischen der Neu- bzw. Umbildung und dem Verschwinden von unterschiedlichen alluvialen Gewässern. Diese Prozesse fanden in Zeitabständen von Jahren bis Jahrhunderten statt (mesoforme und makroforme Gestaltungsprozesse).

4. Auswirkungen der Regulierung, Veränderungen seit dem letzten Jahrhundert, ökologische Defizite

Mit Beginn der großen Donauregulierung in der zweiten Hälfte des 19. Jahrhunderts kam es zu einer grundlegenden Verschiebung dieses Gleichgewichtszustandes.

Die wesentlichen hydrologischen Veränderungen, die durch die Regulierung erfolgten, sind:

1. die Kanalisierung des Abflusses mit befestigten, flußbegleitenden Uferdämmen,
2. die Abtrennung von Nebenarmen,
3. eine Einschränkung der Hochwassereinwirkung,
4. eine höhere Wasserretention in den Altarmen durch den Einbau von rückstauenden Traversen.

Dies führte zu wesentlichen Folgewirkungen im Fluß selbst sowie in den Austauschbedingungen mit den Auen: Die erhöhte Schleppkraft resultierte in einer Eintiefungstendenz des Flusses und beschleunigte dadurch die Desintegration von Fluß und Auen. Es kam zu einem starken Verlust an aquatischen und amphibischen Flächen. Die Abdämmung durchziehender Hochwässer hatte zur Folge, daß angelandetes Feinmaterial nicht mehr abtransportiert wurde und sich die Verlandungstendenz in den Altarmen erhöhte. Die mangelnde hydrologische Dynamik führte in der Folge zu einer Abdichtung des Grundwasser-Körpers.

Vergleicht man die geographischen Aufnahmen aus der Zeit vor der Donauregulierung mit der derzeitigen Situation, so zeigt sich der enorme Verlust an Gewässerfläche Schotterbänken und flachen Uferzonen (Abb. 1).

Die aquatischen Flächen reduzierten sich um etwa 45% (WÖSENDORFER & LEBERL, 1987; WEBER, 1989). Durch die fortschreitende Eintiefung des Hauptstromes wird die Entkoppelung der Augewässer noch zusätzlich unterstützt. Gemittelt über die letzten 45 Jahre kann eine Abnahme des Wasserspiegels der Donau um etwa 2cm pro Jahr festgestellt werden (Abb. 3).

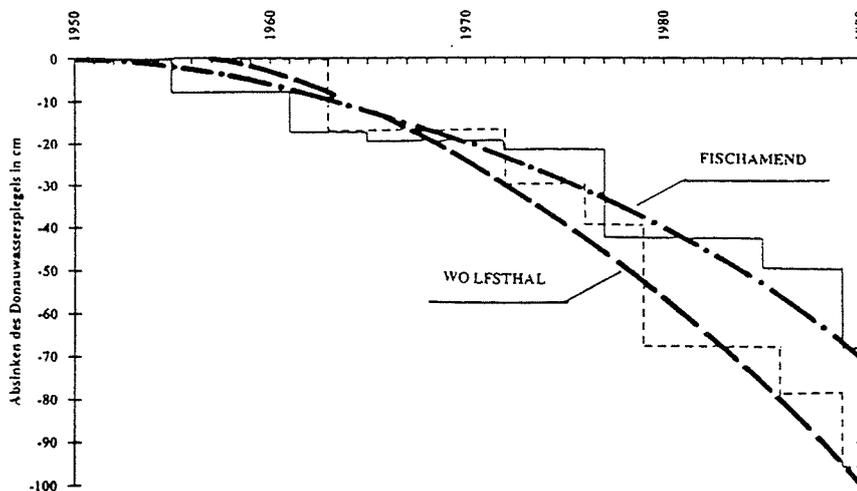


Abbildung 3: Absinken des Donauwasserspiegels (in cm) bei $Q = 1000 \text{ m}^3 \cdot \text{sec}^{-1}$ im Bereich Wolfsthal und Fischamend zwischen 1950 - 1990; aus REISMANN, 1995

Abtrennung und Verlandung führen zu einer zunehmenden Fragmentierung des aquatischen Lebensraumes. Die "Überalterung" des Ausystemes läßt sich am Beispiel der derzeitigen Verteilungsmuster von Augewässertypen gut dokumentieren (Tab. 2). Als einziges fließendes Gewässer (Eupotamon) nimmt der Hauptstrom 76% der gesamten aquatischen Fläche ein (1 400 ha, auf einer Lauflänge von 45 km). Numerisch hingegen dominieren mit mehr als 50% stark verlandete abgehende Gewässer (Palaeopotamon).

Tabelle 2: Anzahl und Gesamtfläche (in ha) unterschiedlicher geomorphologischer Gewässertypen (entsprechend der Klassifikation von AMOROS et al., 1987) zwischen Wien und der Staatsgrenze (Daten: KOVACEK et al., 1991; aus TOCKNER & SCHIEMER, in Druck).

Geomorphologischer Typus	Anzahl	Gesamtfläche (ha)
Eupotamon	1	1400 ha (davon 165ha Schotterbänke)
Parapotamon	32	98,5 ha
Plesiopotamon	80	244,4 ha
Palaeopotamon	130	200,3 ha
Schottergruben, etc.	3	10,6 ha

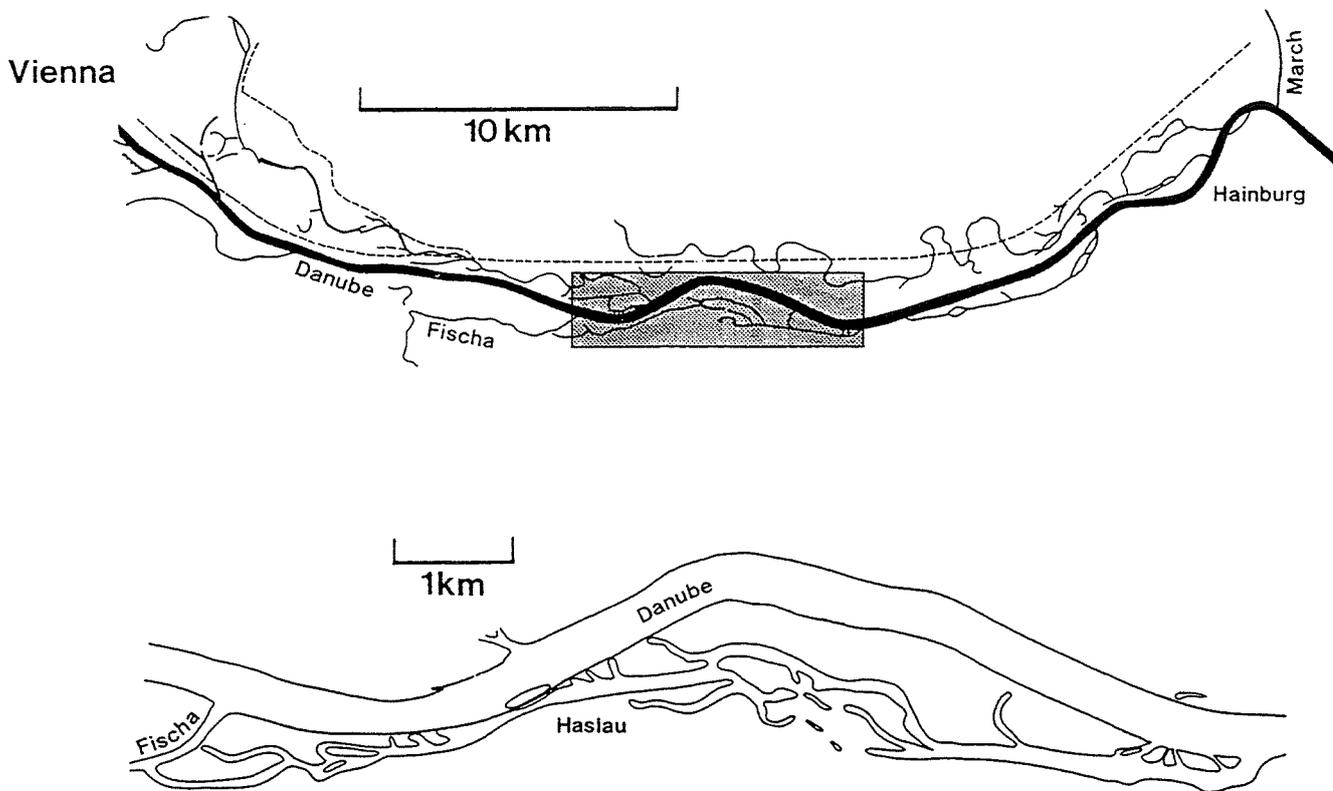


Abbildung 4: Lage des Untersuchungsgebietes (schraffierte Fläche) im Donauabschnitt zwischen Wien und der Staatsgrenze.

Durch die Regulierung des Hauptgerinnes und der Abtrennung der Aue ist die Artenzusammensetzung und die Faunenstruktur grundlegend verändert worden.

Die Gefährdung der biologischen Vielfalt und charakteristischen Artenassoziation in der Flußaue östlich von Wien ergibt sich vor allem durch (1) die fortschreitenden Terrestrifikationsprozesse, die zum Verlust an Gewässern führen, (2) die weitgehende Beschränkung rheophiler

Artengemeinschaften auf einen einzigen Hauptkanal (Fehlen von Refugialbereichen) und (3) die hohen Nährstoffkonzentrationen der Donau, die eutrophierend auf die Altarme wirken.

5. Restaurierungskonzept

Da Erfahrungen über die Auswirkungen von Restaurierungsmaßnahmen an großen Flüssen weitgehend fehlen, ist eine sorgfältige Planung und Begleituntersuchung solcher Projekte äußerst wichtig.

Im gegenwärtigen Fall waren bei der Konzeption der Restaurierung die folgenden Rahmenbedingungen zu berücksichtigen:

- die Funktion der Donau als internationale Schifffahrtstraße zu erhalten,
- den Hochwasserschutz für die angrenzenden Gebiete sicherzustellen,
- die Bedürfnisse der örtlichen Bevölkerung hinsichtlich der Naherholung zu berücksichtigen,
- bestehende Rechte wie Grundeigentum, Wassernutzung, Fischerei, Servitute in ihrem Bestand zu garantieren.

Das Projektgebiet umfaßt das Altarmsystem im Bereich Ma.Ellend - Regelsbrunn am rechten Donauufer zwischen Strom-km 1895,5 und Strom-km 1905 (Abb. 4). Das Altarmsystem wird von einem ehemaligen Donauarm dominiert, dessen offene Kommunikation mit dem Hauptgerinne im Zuge der großen Donauregulierung vor mehr als 100 Jahren oberstromig unterbunden wurde. Unterstromig kommuniziert der Altarm derzeit bereits bei MW frei mit der Donau (Abb. 5).

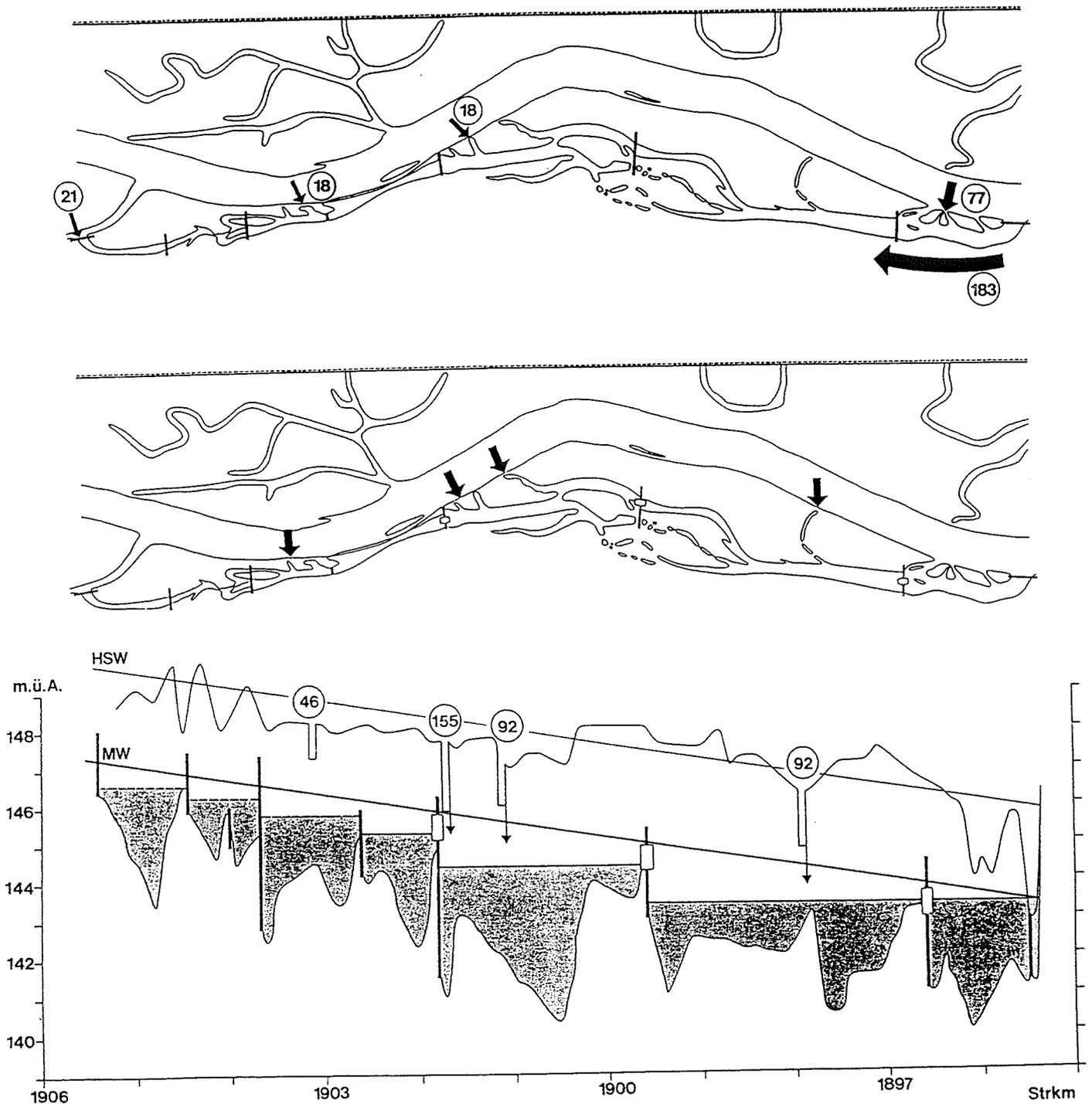


Abbildung 5: a) Übersichtsplan der Augewässer bei Regelsbrunn. Schwarze Balken = Quertraversen. Derzeitige oberflächliche Anbindung an die Donau (schwarze Pfeile; Dauer in Tagen, bezogen auf das Regeljahr). b) Geplante Maßnahmen zur Erhöhung der hydrologischen Konnektivität: 1. Absenkung des Uferbegleitweges an der Überströmstrecke auf MW +1,0m (Strom-km 1903,1) bzw. auf MW (Strom-km 1901,7) und an zwei Stellen auf MW +0,5m (Strom-km 1901,1 und 1897,5). Die Absenkbereiche sind in der Skizze überproportional breit eingezeichnet. Die Zahlen geben die Überschreitungsdauer in Tagen an. 2. Einbau von Kastendurchlässen mit Niveau MW -0,5m an den drei letztgenannten Stellen. 3. Absenkung einzelner Traversen bzw. Einbau von Kastendurchlässen um den Abfluß zu erhöhen (als Fenster angedeutet). c) Längsschnitt durch das Altarmsystem (Wasserspiegel bei Mittelwasser) in Relation zum Verlauf des Uferbegleitweges (dünne Linie) und der Wasserlinie der Donau bei Mittelwasser (MW) und einjähriger Hochwasserführung (HSW) an.

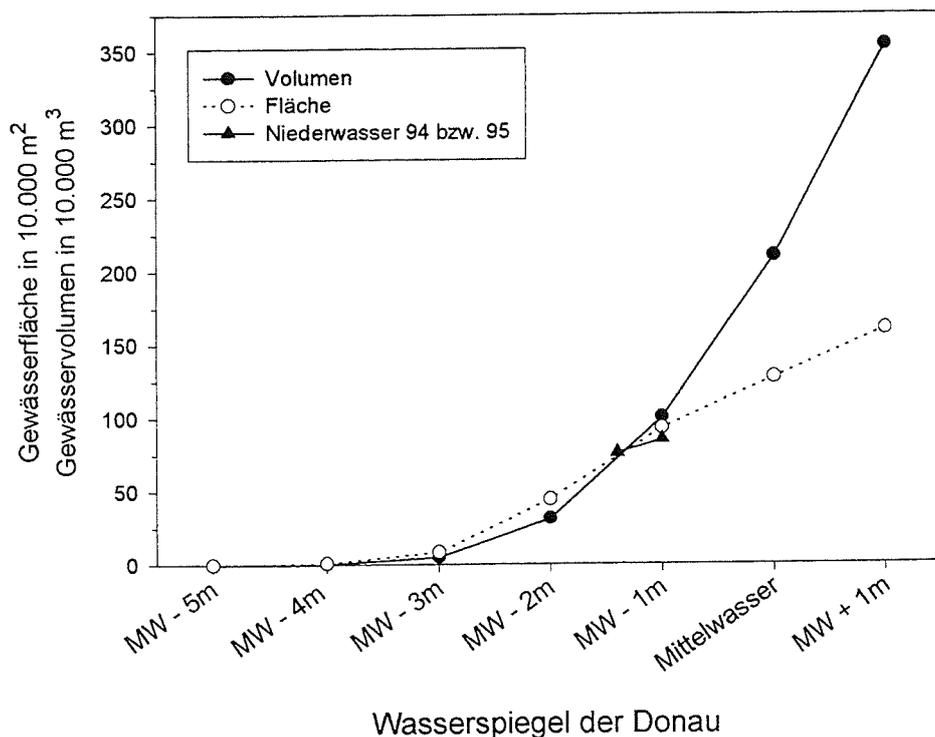


Abbildung 6: Kartographisch ermittelte Fläche und Volumen aller Augewässer unter der Annahme einer vollständigen Verbindung zur Donau. Dreiecke zeigen die bei Niederwasser tatsächlich gemessenen Werte (ÖDOBAG Okt. 1994; Tockner Okt 1995).

Der Altarm ist über Traverseneinbauten in aufgestaute Becken untergliedert und in seiner Kontinuität unterbrochen. Eine Dotation über Einströmbereiche im strombegleitenden Treppelweg (Haslauer Bereich) erfolgt nur während weniger Tage im Jahr. Dann besteht eine durchgehende offene Kommunikation zwischen Donau und Altarm. Die flächenmäßige Ausdehnung des Augewässersystems und sein Volumen in Bezug auf den Wasserspiegel der Donau ist in Abb. 6 dargestellt.

Zufolge der herrschenden hydrologischen und flußmorphologischen Bedingungen bietet sich das Regelbrunner Altarmsystem für ein Revitalisierungsprogramm besonders an:

- weitgehend intakte Kommunikation zwischen Donau und Grundwasserkörper (Abb. 7),
- fundierter empirischer Kenntnisstand hinsichtlich der Ökologie,
- Erfordernis vergleichsweise geringer technischer Maßnahmen.

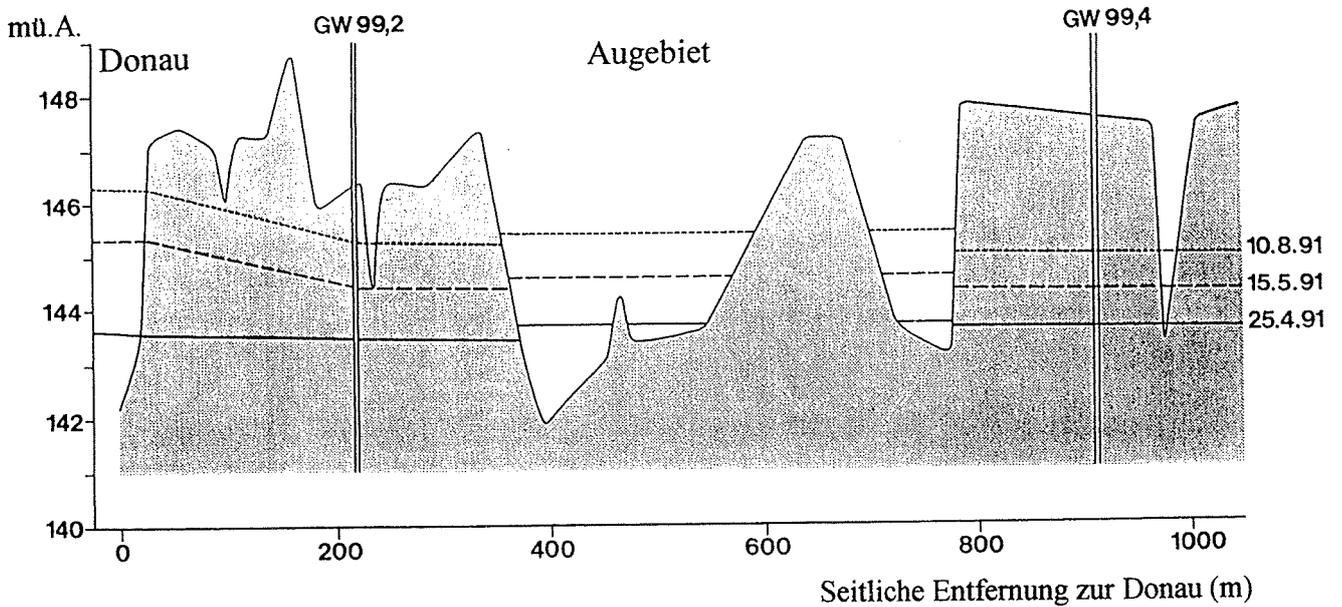


Abbildung 7: Lateraler Transekt durch das Augebiet bei Regelsbrunn, Stromkilometer 1889,9 mit den Wasserspiegellagen in Donau, Grundwasser und Altarmen zu drei Terminen 1991. Angegeben sind die Position von zwei Grundwasserbrunnen (DW 99,2 und GW 99,4).

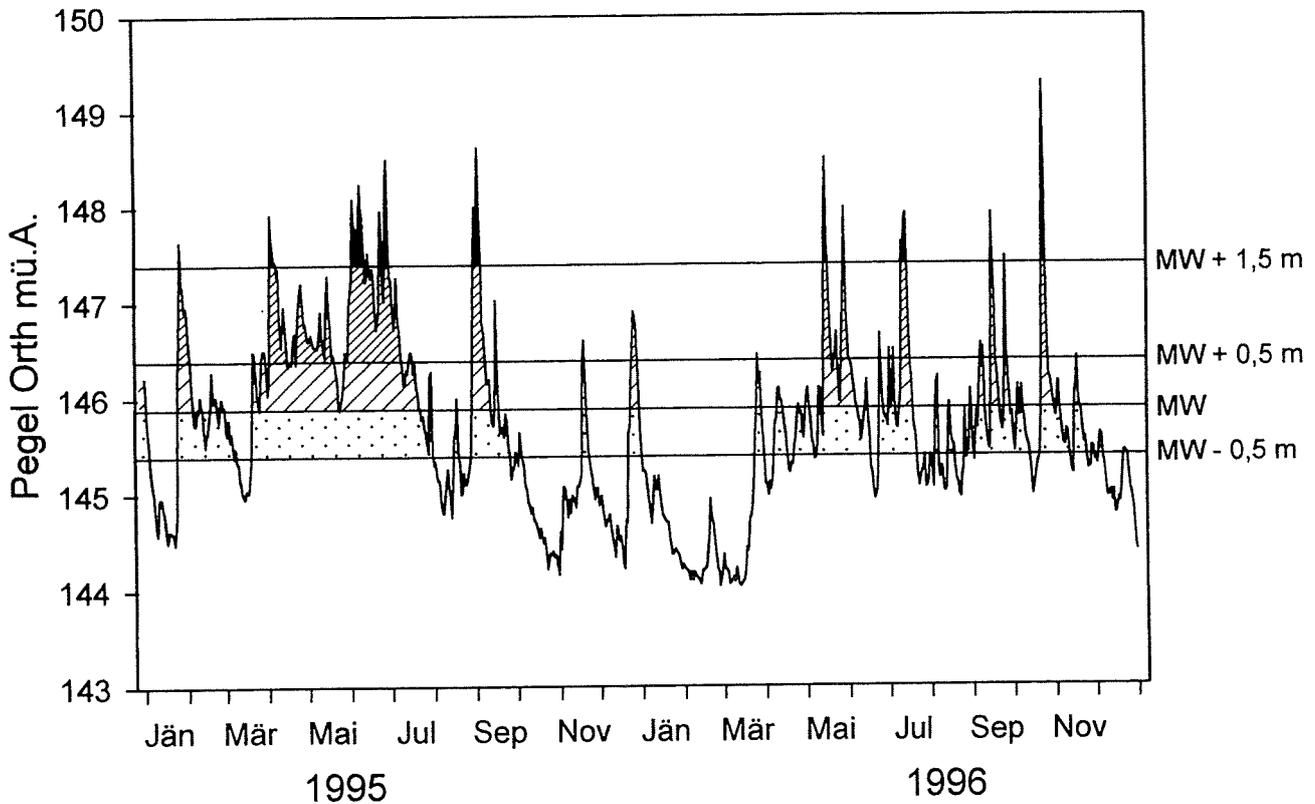


Abbildung 8: Wasserstandsganglinie beider Untersuchungsjahre (Daten: Wasserstraßendirektion Wien). Eingezeichnet sind die Höhenkoten der Durchlässe und Überströmstrecken, sowie die Anbindungsphasen entsprechend der Projektplanung (schraffiert).

Das Revitalisierungsprojekt sieht vor, den Uferbegleitweg an mehreren Stellen abzusenken, an denen eine natürliche Anbindung in Form von Durchflußgräben besteht. Zusätzlich ist an drei der vorgesehenen Einströmbereiche ein kontrollierbarer Kastendurchlaß auf ein Niveau MW - 0,5 m geplant. Durch die Absenkung von Traversen bzw Erhöhung ihrer Durchlässigkeit wird die Durchflutung deutlich erhöht und die Wasserretention in den Altarmen sehr stark herabgesetzt (SCHIEMER, 1995; TOCKNER & SCHIEMER, 1996).

Welche ökologischen Folgen sind zu erwarten?

Dotationsmaßnahmen in Auegebieten dieser Art mit dem Ziel, Altarme entsprechend dem Furkationstypus zu reaktivieren, sind auch bei hohem Nährstoffeintrag durch die Donau unproblematisch, da die erodierende Wirkung durchziehender Hochwässer kompensierend wirkt.

Die zu erwartenden Folgen der geplanten Maßnahmen sind:

1. Ein stärkerer Austrag von Feinsedimenten aus den Altarmen.
2. Eine stärkere Dynamik der Bettsedimente.
3. Eine leichte Spiegelanhebung in den Altarmen durch die Verminderung der hydrologischen Defizite.
4. Eine Zunahme der aquatischen Flächen und eine Verschiebung der amphibischen Zone nach oben.
5. Eine phasenweise Zunahme der Primärproduktion des Phytoplanktons, die einerseits durch höhere Nährstoff-Frachten gefördert, andererseits aber durch die höhere anorganische Trübe und eine geringe Wasserretention gehemmt wird.
6. Ein Ansteigen des Wertes der Altarme als Lebensraum für Arten, die durch eine stärkere Vernetzung begünstigt werden (siehe SCHIEMER & WAIDBACHER, 1992 für Fische).

6. Limnologische Beweissicherung

Eine wesentliche Aufgabe bei der Konzeption von Restaurierungsmaßnahmen ist die Erstellung eines Monitoringplanes, der erlaubt, die Verbesserung dokumentieren und analysieren zu können.

Die analytische Behandlung ist besonders relevant, da bisher kaum Erfahrungen mit der Restaurierung von Flußauen an großen Fließgewässern vorliegen. Die Entwicklung eines Monitoring-Instrumentars stellt demnach ein wesentliches, vorrangiges Ziel solcher Programme dar (SCHIEMER, 1994).

Ein entsprechendes Monitoring-Instrumentar muß auf einer Kenntnis der Funktionalität von Flußauen basieren (siehe oben). Infolge der Komplexität und Mannigfaltigkeit ist es derzeit nicht möglich, ein verbindliches System von Parametern zu empfehlen. Wichtig ist ein interdisziplinärer Ansatz, der Hydrologie, Flußmorphologie und Ökologie verbindet und eine integrative Beurteilung ermöglicht. Das detaillierte Monitoring-Programm muß sich an der Zielvorstellung und am Ausmaß der geplanten Maßnahmen orientieren.

Für die Überprüfung und Bewertung der durch das Projekt hervorgerufenen ökologischen Veränderungen ist ein Indikatorensystem erforderlich. Es soll die wesentlichen augewässertypischen funktionellen Prozesse (Nährstoffkreisläufe, Produktions- und Dekompositionsprozesse, Austauschvorgänge, Feststoffdynamik) sowie die Bedeutung charakteristische Lebensgemeinschaften beschreiben. Wir haben jene Parameter, Kenngrößen und Organismengruppen für die Indikation des Gesamtökosystems herangezogen, die sich bereits bei vergleichbaren Projekten, wie dem Dotationsprojekt "Lobau", als geeignet erwiesen haben (IMHOF et al., 1992; SCHIEMER et al., 1992; SCHIEMER, 1994). Die ausgewählten Indikatorengruppen geben integrativ Auskunft über die an sich komplexen ökosystemaren Vorgänge ("functional descriptors" CASTELLA & AMOROS, 1988; CASTELLA et al., 1991). Anhand dieser Organismengruppen kann deshalb Struktur und Funktion des Auenökosystems überprüft werden. In der kombinierten Anwendung von abiotischen, biotischen und funktionellen Indikatoren kann eine bestmögliche Dokumentation und Interpretation der prognostizierten Veränderungen erwartet werden.

Das ökologische Monitoring-Programm von Regelsbrunn umfaßt, basierend auf Erfahrungen, die an der österreichischen Donaustricke im Zuge mehrerer Untersuchungsprojekte gewonnen wurden, im wesentlichen die folgenden Aspekte:

1. Hydrologie:

- * Pegeldynamik der Oberflächengewässer und des Grundwassers;
- * Abflußdynamik und Wasserretention in den einzelnen Becken

2. Geomorphologie:

- * Becken und Geländemorphologie, Verbindungs- bzw. Isolationsgrad von Gewässern
- * Sedimentaufbau

3. Biotische Indikatoren:

- * Phytoplankton
- * aquatische und semiaquatische Makrophyten
- * Zoobenthos (Oligochaeten, Crustaceen, Chironomiden)
- * Mollusken
- * Odonaten
- * Fische (0+, Adultfische, Bodenfische)
- * Amphibien

Funktionelle Aspekte:

4. Hydrochemie:

geochemische und nährstoffchemische Gegebenheiten in Abhängigkeit mit den hydrologischen Gegebenheiten

5. Dynamik geomorphologischer Prozesse, Sedimentfracht

6. Primärproduktion und Artenvergesellschaftung des Phytoplanktons

Der derzeitige ökologische Zustand des Regelsbrunner Altarmsystems ist in einer Reihe von Arbeiten beschrieben (u.a. BIFFL et al., 1988; BRETSCHKO & TOCKNER, 1989; SPINDLER, 1991, 1993; KOVACEK et al., 1991; SCHIEMER et al., 1992; HEIN, 1993; HEILER, 1993; TOCKNER, 1993; GÄTZ et al., 1994; HEILER et al., 1994; SCHIEMER, 1994; HEILER et al., 1995). In vielen limnologischen Teilgebieten bestand jedoch noch erheblicher Untersuchungsbedarf. Das begleitende limnologische Untersuchungsprogramm diente daher der Ergänzung des derzeitigen Kenntnisstandes und der Überprüfung und Bewertung der prognostizierten Auswirkungen der Gewässeröffnung und -vernetzung.

Unter Einbeziehung des Abschnittes Haslau-Fischfluß wurde zur Dokumentation des ökologischen Status-Quo, insbesondere der funktionellen Aspekte, sieben Hauptstellen ausgewählt (Abb. 9). Daneben, wurden flächendeckende Aufnahmen von Sedimentparametern Makrophyten, und ausgewählter Faunengruppen durchgeführt.

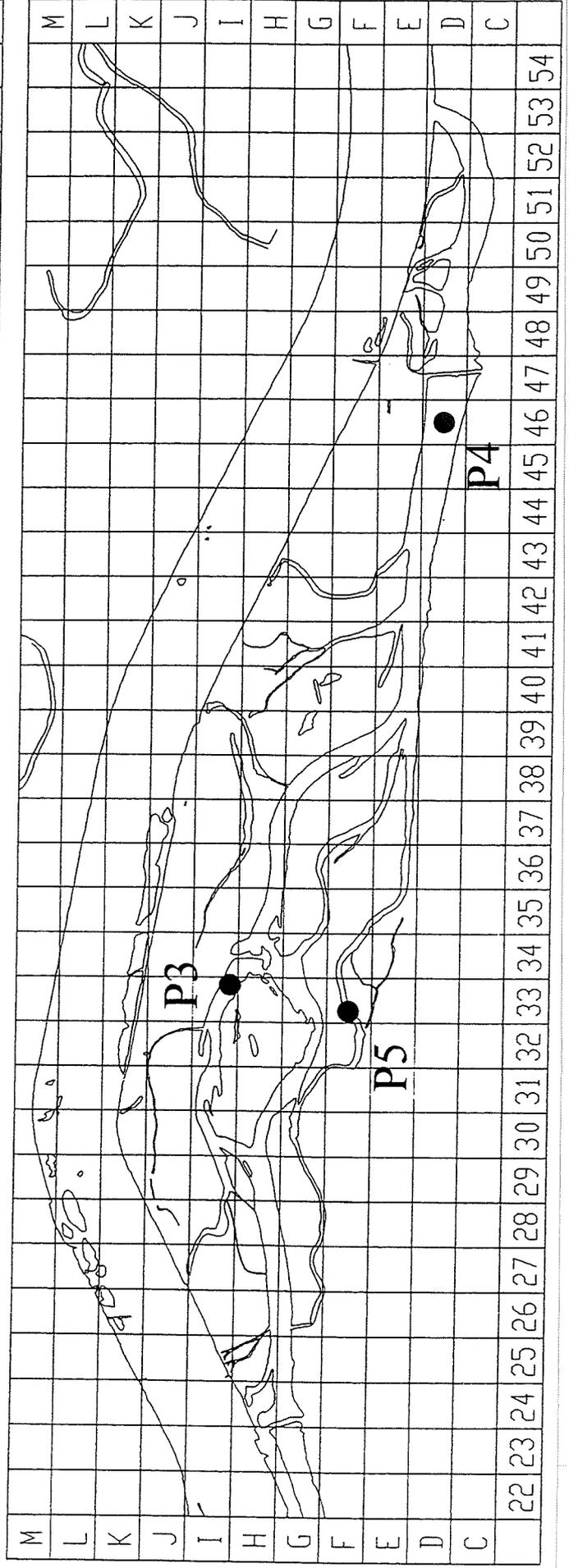
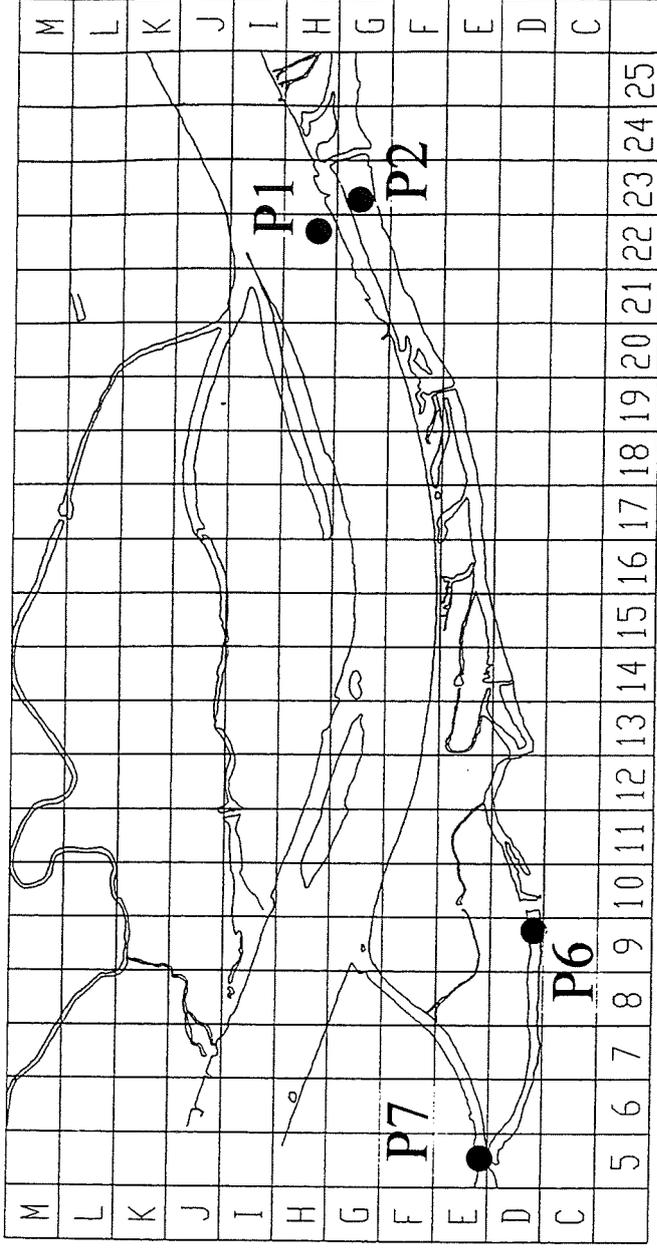
GEWÄSSERVERNETZUNG
 Mo. Ellend - Regelsbrunn

Abbildung 9:

Hauptprobenstellen

Rasterfelder 200 x 200 m

Kartengrundlage: © Donau-Betriebs AG 1996
 Ergänzungen: Baumgartner 1996



7. Literatur

- ADMIRAAL, W., VAN DER WELDE, G. & CAZEMIER, W. G. (1993): The rivers Rhine and Meuse in The Netherlands: present state and signs of ecological recovery.- *Hydrobiologia* **265**: 97:128.
- AMOROS, C., ROUX, A. L. & REYGROBELLET, J. L. (1987): A method for applied ecological studies of fluvial hydrosystems.- *Regulated Rivers* **1**: 17-36.
- AMOROS, C. & ROUX, A.L. (1988). Interaction between waterbodies within the floodplains of large rivers: function and development of connectivity. pp.125-130.- In: K.-F. SCHREIBER (ed.): *Connectivity in Landscape Ecology Proceedings of the 2nd "International Seminar of the International Association of Landscape Ecology"*.- *Münstersche Geographische Arbeiten* **29**, Münster.
- ANTIPA, G. P. (1982): Die biologischen Grundlagen und der Mechanismus der Fischproduktion in den Gewässern der unteren Donau. *Bull. Sect. scient. Acad. Roum.* **11**: 1-20.
- BETRIEBSGESELLSCHAFT MARCHFELDKANAL (1995). *Nationalparkplanung Donau-Auen. Grobkonzept (unveröffentlichte Unterlagen)*. Wien.
- BIFFL, M., JUNGWIRTH, M. & MOOG, O. (1988): Die Beurteilung der limnologischen, insbesondere trophischen und saprobiellen Entwicklung des Aussystems zwischen Fischamend und Bad Deutsch-Altenburg.- *Gutachten im Auftrag des ÖWWV*, Wien, 369pp.
- BRETSCHKO, G. & TOCKNER, K. (1989). Sedimentuntersuchung in Donauufer- und Augewässer bei Hainburg. pp. 233-260. In: *Interdisziplinäre Studie Donau*. Eigenverlag des ÖWWV, Wien.
- CASTELLA, E. & AMOROS, C. (1988). Freshwater macroinvertebrates as functional describers of the dynamic of former river beds. *Verh.Internat.Verein.Limnol.* **23**:1299-1305.
- CASTELLA, E., RICHARDOT-COULE, M., ROUX, A. L. & RICHOUX, P. (1991): Aquatic macroinvertebrate assemblages of two contrasting floodplains: the Rhone and Ain Rivers, France.- *Regulated Rivers* **6**: 289-300.
- DISTER, E. (1994): The function, evaluation and relicts of near-natural floodplains, pp.317-329. In: Kinzelbach (Hg): *Limnologie aktuell Band 2: Biologie der Donau*.- Gustav Fischer Verlag, N.Y.
- DYNESIUS, M. & NILSSON, C. (1994): Fragmentation and flow regulation of river systems in the northern third of the world.- *Science* **266**: 753-762.
- FIEBIG, D. M. (1995): Groundwater discharge and its contribution of dissolved organic carbon to an upland stream.- *Arch.Hydrobiol.* **134**: 129-155.
- GÄTZ, N., HEILER, G., HEIN, T. & SCHIEMER, F. (1994): Limnologisch-ökologische Pilotstudie im Auegebiet zwischen Maria Ellend und Regelsbrunn.- *Bericht im Auftrag der Betriebsgesellschaft Marchfeldkanal*, 47pp.
- GHETTI, P. F. & SALMOIRAGHI, G. (1994): Macroinvertebrate communities and changing Italian rivers.- *Boll.Zool.* **61**: 409-414.
- HEILER, G. (1993): Hochwasserdynamik und hydrologische Vernetzung als steuernde Faktoren für die Ökologie von Augewässern.- *Diplomarbeit, Univ.Wien*, 96pp.
- HEIN, T. (1993): Hydrologische Vernetzung - Schlüsselfaktor für Augewässer? Hydrochemische und zooplanktische Kennzeichnung der Regelsbrunner Au in Abhängigkeit zur Vernetzung der Donau und dem Grundwasser.- *Diplomarbeit, Univ.Wien*, 114pp.
- HEILER, G., HEIN, T., SCHIEMER, F. & BORNETTE, G. (1995): Hydrological connectivity and flood pulses as the central aspects for the integrity of a river-floodplain system.- *Regulated Rivers* **11**: 351-361.
- HEILER, G., HEIN, T. & SCHIEMER, F. (1994). Hydrology - Keyfactor for backwater limnology.- *Verh.Internat.Verein.Limnol.* **25**:

- HERZIG, A. (1984): Zur Limnologie von Laufstauen alpiner Flüsse.- Die Donau in Österreich.- Österreichische Wasserwirtschaft **36**: 95-103.
- HOLCIK, J. & BASTL, I. (1976): Ecological effects of water level fluctuation upon the fish populations in the Danube River floodplain in Czechoslovakia. Acta Sci. Bohemoslov. Brno, 10 (9): 3-46.
- IKSR-CIPR (1993): Statusbericht Rhein.- Internationale Kommission zum Schutze des Rheins.- Koblenz, 120pp.
- IMHOF, G., SCHIEMER, F. AND JANAUER, G. (1992): Lobau - Begleitendes ökologisches Versuchsprogramm. Österreichische Wasserwirtschaft **44**: 287-246.
- JUNK, W. J., BAYLEY, B. P. & SPARKS, R. E. (1989): The flood pulse-concept in river-floodplain systems. pp. 110-127. In: (D.P. DODGE, ed.): Proceedings of the International Large River Symposium.- Can.Spec.Publ.Fish.Aquat.Sci. **106**.
- JUNK, W.J. UND WELCOMME, R. L. (1990): Floodplains, pp. 491-524. In: PATTEN, B.C.: Wetlands and Shallow Continental Water Bodies, Vol. 1, Natural and Human Relationships.- SPB Publ., The Hague.
- KOVACEK, H., MANN, M. & ZAUNER, G. (1991): Flächendeckende Biotopkartierung des aquatischen Lebensraumes im Aubereich des zukünftigen Nationalparks Donau-Auen.- Im Auftrag von AULAND und Betriebsgesellschaft Marchfeldkanal, 49pp.
- LÖFFLER, H. (1990): Danube backwaters and their response to anthropogenic alteration, pp. 127-130.. In: Patten, B.C.: Wetlands and Shallow Continental Water Bodies, Vol. 1.- Natural and Human Relationships.- SPB Publ. The Hague.
- MOHILLA, P. & MICHELMAYR, F. (1995): Donauatlas Wien.- Österreichischer Kunst- und Kulturverlag, Wien.
- MULLHOLLAND, P. J. (1981): Deposition of riverborne organic carbon in floodplain wetlands and deltas.- In: Flux of organic carbon by rivers to the oceans.- U.S. Department of Energy, Springfield, National Technical Information Service, pp. 142-172.
- NAIMAN, R. J. & DECAMPS, H. (1990, eds.) The ecology and management of aquatic terrestrial ecotones.- Publ. by Unesco, Paris, 301 pp.
- REISMANN, W. (1995): Die Donau im Osten Österreichs im Wandel der Zeit.- Österreichische Wasserwirtschaft **47**: 59-67.
- SCHIEMER, F. (1994): Monitoring of floodplains: Limnological indicators, pp.95-107. In: AUBRECHT, G., DICK, G. & PENTRICE, C. (eds.) - Monitoring of Ecological Change in Wetlands of Middle Europe. Stapfia **31**, Linz.
- SCHIEMER, F. (1995): Revitalisierungsmaßnahmen für Augewässer - Möglichkeiten und Grenzen.- Arch.Hydrobiol. Suppl. **101**: 163-178.
- SCHIEMER, F., POKORNY, J., GÄTZ, N., POSPISIL, P. & CHRISTOF-DIRRY, P. (1992): Limnologische Gesichtspunkte bei der Beurteilung von Augewässerdotationen. Österr. Wasserwirtschaft **44** (11/12), 300-307.
- SCHIEMER, F. & WAIDBACHER, H. (1992): Strategies for the Conservation of the Danube Fish Fauna, pp. 363-384. In: P.J. BOON, P.CALOW & G.E. PETTS (eds.). River Conservation and Management. Wiley & Sons, N.Y.
- SCHIEMER, F. & WAIDBACHER, H. (1994): Naturschutzfordernisse zur Erhaltung einer typischen Donau-Fischfauna. pp.247-266.- In: KINZELBACH R. (ed.). Limnologie aktuell. Bd.2: Biologie der Donau. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.
- SCHIEMER, F., JUNGWIRTH, M. & IMHOF, G. (1994): Die Fische der Donau - Gefährdung und Schutz.- Grüne Reihe des BMUJF, Wien. Band 5, 160pp.

- SCHUMM, S.A. (1985): Patterns of alluvial rivers.- *Ann.Rev.Earth Planet Sci.* **13**:5-27.
- SEDELL, J. R., RICHEY, J. E. & SWANSON, F. J. (1989): The river continuum concept: a basis for the expected ecosystem behavior of very large rivers. In: D.P. Dodge (Ed.): *Proceedings of the International Large River Symposium*. Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci. **106**: 49 - 55.
- SPINDLER, T. (1991): Fischökologische Untersuchungen im Altarmsystem der Donau im Bereich von Haslau und Regelsbrunn (Revier 1/13a). Teil I: Fischereimanagement.- WWF-Forschungsbericht 3/1991, 36pp.
- SPINDLER T. (1993): Populationsdynamische Untersuchungen im Altarmsystem und der Donau im Bereich von Regelsbrunn und Haslau.- WWF Forschungsbericht 9/1993, 80pp.
- STANFORD, J. A. & WARD, J. V. (1993): An ecosystem perspective of alluvial rivers: connectivity and the hyporheic corridor.- *J.N.Am.Benthol.Soc.* **12**: 46-60.
- TOCKNER, K. (1993): Ein Beitrag zur Ökologie der Uferbereiche der österreichischen Donau (Stauraum Altenwörth, Wiener Donaukanal und Freie Fließstrecke).- Dissertation, Uni. Wien, 331pp.
- TOCKNER, K. & SCHIEMER, F. (1996): Restoration strategy for a river-floodplain system on the Danube River in Austria: Ecological aspects.- *Global Ecology and Biogeographical Letters*, in press.
- TOCKNER, K. & BRETSCHKO, G. (in press): Spatial distribution of particulate organic matter (POM) and benthic macroinvertebrates in a river-floodplain transect (Danube, Austria): the importance of hydrological connectivity.- *Arch.Hydrobiol. Suppl.*, in press.
- VAN DIJK, G. M., VAN LIERE, L., ADMIRAAL, W., BANNINK, B. A. & CAPPON, J. J. (1994): Present state of the water quality of European rivers and implications for management.- *The Science and the Total Environment* **145**: 187-195.
- VANNOTE, R. L., MINSHALL, G. W., CUMMINS, K. W., SEDELL, J. R. & CUSHING, C. E. (1980): The river continuum concept.- *Can.J.Fish.Aquat.Sci.* **37**: 103-137.
- WARD, J. V. & STANFORD, J. A. (1995): Ecological connectivity in alluvial river ecosystems and its disruption by flow regulation.- *Regulated Rivers* **11**: 105-119.
- WEBER, E. (1989): Studien über die Entwicklung der Donaufischerei von Wien bis zur Marchmündung vor und nach der Donauregulierung in den Jahren 1880 bis 1900.- unveröffentl. Manuskript.
- WELCOMME, R. L. (1979): *Fisheries ecology of floodplain rivers*. Longman, London. 317p.
- WÖSENDORFER, H. & LEBERL, S. (1987): Uferzonen der Donau von Wien bis zur Marchmündung. Landschaftsökologische Untersuchung von Stromkilometer 1920 bis 1880.- Studie im Auftrag der Wasserstraßendirektion Wien.

Morphologie und Sedimentdynamik

Doris PENNETZDORFER, Christian BAUMGARTNER, Klement TOCKNER & Fritz SCHIEMER

1. Einleitung

Die dynamischen Interaktionen, die natürlicherweise zwischen dem Fluß und seinen Überflutungsflächen bestehen, formen beide Systeme und erhalten jene räumlich-zeitliche Heterogenität, die für die hohe Biodiversität von Auen verantwortlich ist. Die bestimmenden Kräfte zwischen diesen beiden Systemen sind Dauer, Frequenz und Ausmaß der Hochwässer und die Energie die hierbei durch das fließende Wasser verteilt wird. Durch die erosive Wirkung der Hochwässer werden neue Gewässer geschaffen, unterschiedliche Sukzessionsstufen ermöglicht und Vernetzungen zwischen den jeweiligen Gewässern neu geschaffen und verlagert (Amoros & Roux, 1988, Ward, 1989, Schiemer, 1994, Bayley, 1995).

Auen sind aber auch aufgrund ihrer hohen Produktivität wesentliche Quellen für gelösten und partikulären organischen Kohlenstoff, und sie versorgen die weitgehend heterotrophen Nahrungsnetze im Hauptstrom mit Nährstoffen und organischem Material (Mulholland, 1981). Bei niedrigen Wasserständen ($< MW$) ist der Transfer von partikulärem organischem Material hauptsächlich auf den unmittelbaren Uferbereich beschränkt (Laubfall, Ufereintrag). Zusätzlich spielen einsickernde Grund- und Bodenwässer eine wichtige Rolle bei der Versorgung mit gelöstem und feinstem partikulärem Material, wobei sich erst wenige Untersuchungen mit dieser Frage beschäftigen (Fiebig, 1995). Der wesentlichste Teil organischer Substanzen wird aber durch Hochwässer, während sie Teile oder die gesamte Aue überfluten, verfrachtet (Junk et al., 1989). Im Gegensatz zu kleinen Fließgewässern, in die der Hauptteil des partikulären organischen Materials passiv eingetragen wird, "holen" sich große Flüsse ihr organisches Material quasi aktiv während der Überflutungen (z.Bsp. Calow & Petts, 1993). Bei kurzen Hochwasserspitzen, wie sie für regulierte Flußläufe kennzeichnend sind, ist die Nutzbarkeit aufgrund der geringen hydraulischen Retentionskapazität des Flußkanals zum Zeitpunkt der Überflutung gering. Der Fluß transportiert eingeschwemmtes organische Material rasch ab.

Abgetrennte Altarme, die kaum in das Hochwasserregime eingebunden sind, akkumulieren andererseits partikuläres organisches Material.

Sedimentparameter (Korngrößenverteilung, organischer Gehalt) werden im vorliegenden Kapitel als sogenannte 'functional descriptors' zur Beschreibung der hydrologischen Vernetzung zwischen der Au und dem Hauptgerinne verwendet (vgl. Rostan et al., 1989, Chauvet & Decamps, 1988). Zusätzlich werden die zeitliche Dynamik gelöster und partikulärer (organischer) Substanzen im Uferbereich der Donau und im Hauptarm (Regelsbrunner und Haslauer Traverse) untersucht. Neben der Konzentration und der größenmäßigen Zusammensetzung der Partikel ist der organische Anteil, hier als partikulärer Kohlenstoff (POC, particulate organic carbon), eine wesentliche Größe, über welche Rückschlüsse auf die Bedingungen im Einzugsgebiet und die trophischen Verhältnisse in Gewässern ermöglicht werden (z.Bsp. Wotton, 1992). Die mengenmäßige Verfügbarkeit und die Relation zwischen gelösten und partikulären Kohlenstoffverbindungen bestimmen aber nicht nur die trophischen Verhältnisse im Gesamtökosystem, sondern stellen zugleich eine wichtige Indikation der ökologischen Stabilität des Gesamtsystems dar (Wetzel, 1995).

Die 'Reversibilität' von Verlandungsvorgängen (*sensu* Amoros et al., 1987) - somit auch der Erfolg der Revitalisierungsmaßnahmen - hängt wesentlich davon ab, ob allochthone (also vom Fluß beeinflusste) oder bereits autochthone (systeminterne) Prozesse die Verlandung der Augewässer steuern. Diesbezügliche Aussagen lassen sich ebenfalls aus dem Aufbau und dem organischen Anteil der Sedimente treffen.

2. Untersuchungsstellen und Methodik

Die morphologischen Aufnahmen wurden im Rahmen von spätherbstlichen Begehungen durchgeführt. Im Hauptarm wurden Transekte gezogen (im Abstand von 100 m und 200 m) und mit einem Seil markiert. Die aktuellen Wassertiefen und die Feinsedimentauflagen wurden mittels Meßplatten im Quertransekt gemessen (2 m Abstände). Die Seitengewässer wurden in ihrer flächenmäßigen Ausdehnung, in ihren Tiefen und der Sedimentzusammensetzung ebenfalls dokumentiert.

Im gesamten Altarmsystem wurden während der herbstlichen Niederwasserperiode Sedimentkerne gezogen. In den Hauptarmen beschränkt sich die Beprobung auf die Uferbereiche. Das Hauptarmsystem (westlich der Mitterhaufen - Traverse) wurde zusätzlich im Zuge der benthosbiologischen Untersuchungen intensiv beprobt (unter Einsatz von Gerätetauchern, Tockner, dieser Bericht). Die Entnahmepositionen der Sedimentkerne sind in der Abbildung 1 gekennzeichnet. Von 135 Einzelproben wurden die Korngrößenverteilung und die organischen Gehalte dreier Kornfraktionsklassen ($<0,1$ mm; $0,1-1,0$ mm; $>1,0$ mm) bestimmt. In den feinsedimentigen Altarmabschnitten wurden weiters unterschiedliche Tiefenstrata beprobt und getrennt analysiert.

Die Sedimentproben wurden bei 60 °C getrocknet, gewogen und mittels einer Siebanlage in ihre unterschiedlichen Teilfraktionen zerlegt. Als Kenngrößen wurden die Quartilwerte (25%, 50% und 75%), der Sortierungskoeffizient (S_o) und der Schiefekoeffizient (S_k) errechnet (Müller, 1964; Mangelsdorf und Scheurman, 1980). Der organische Anteil in den Sedimenten wurde durch die Verbrennung bei 490 °C (4,5h) bestimmt. Das organische Material (POM) wird als AFDW (Ash Free Dry Weight) angegeben.

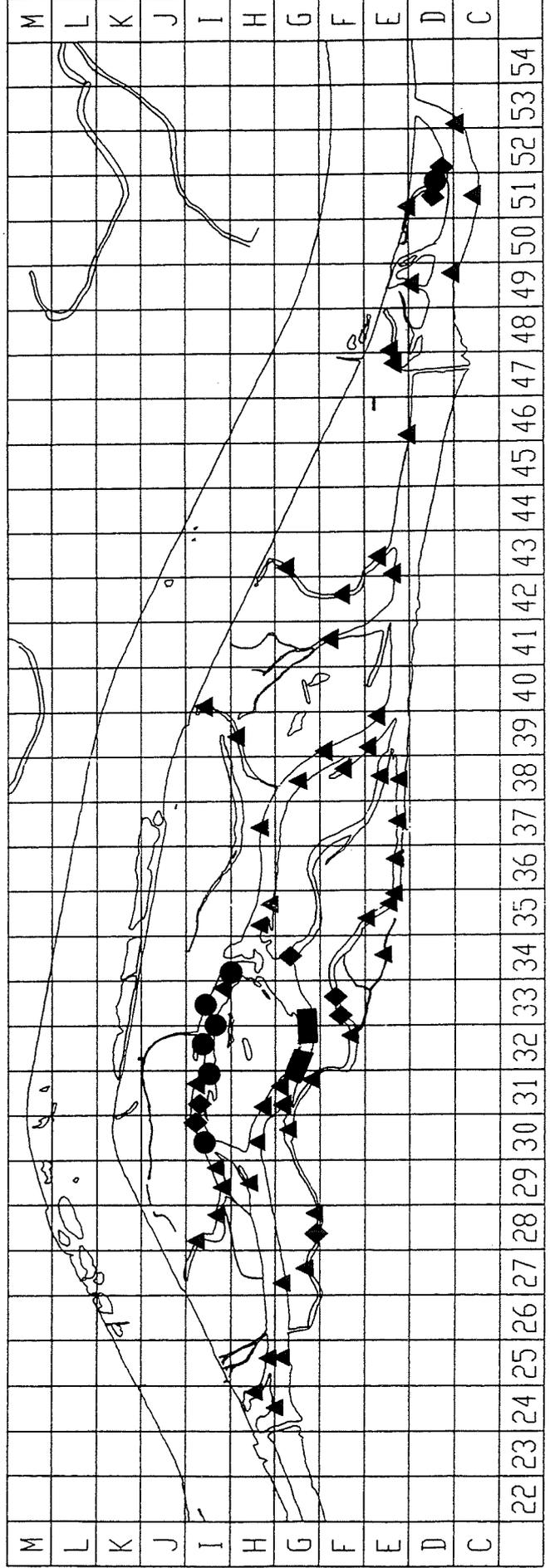
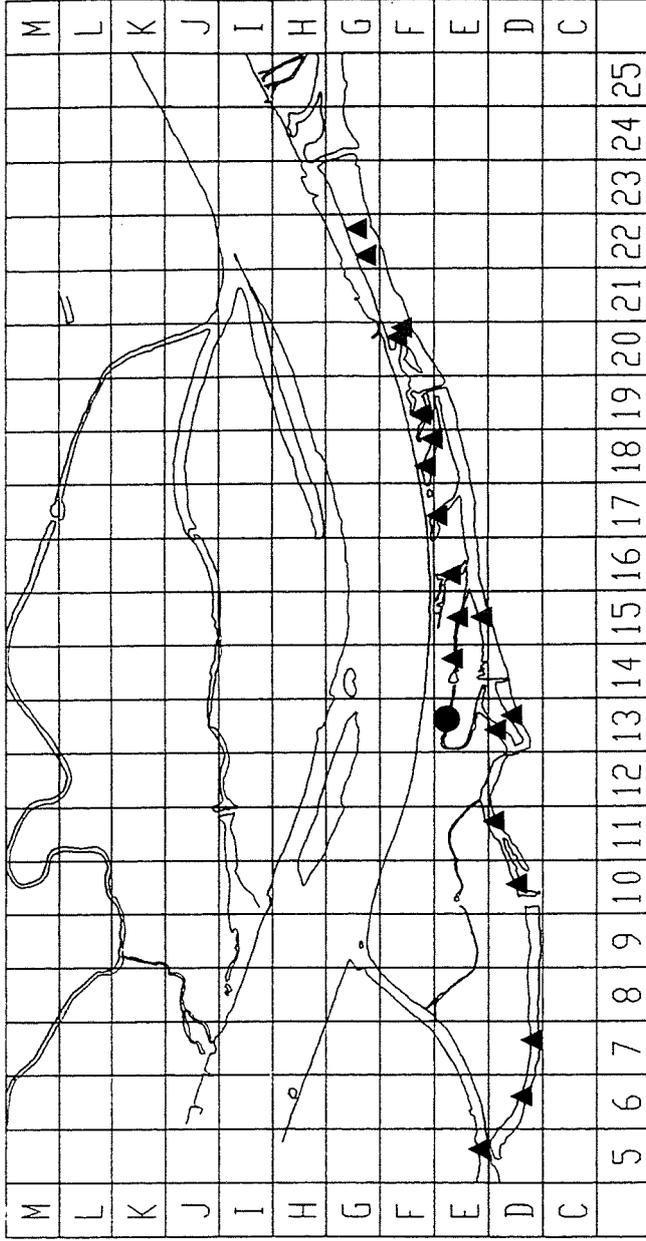
Zwischen September 1995 und Mai 1996 wurden im Bereich Regelsbrunner Traverse und in der Donau regelmäßig (wöchentlich bis 14-tägig) die Schwebstoffkonzentrationen, die Korngrößenzusammensetzung der Schwebstoffe und der organische Anteil am Seston gemessen. Die Auftrennung der Korngrößen (Primärpartikel) erfolgte mittels eines Coulter Counters (nach Behandlung im Ultraschallbad). Der organische Anteil wurde gleichfalls durch Verbrennung bei 490 °C bestimmt. Zugleich wurden von Parallelproben der organische Kohlenstoffgehalt (POC) und die Algenpigmente mittels HPLC (siehe Schagerl, dieser Bericht) bestimmt. Grobe POM-Fraktionen ($> 0,1$ mm) wurden durch die Exposition von Driftnetzen (Maschenweite: $0,1$ mm) quantitativ erfaßt.

GEWÄSSERVERNETZUNG
 Mo. Ellend - Regelsbrunn

Abbildung 1:
**Probenpunkte der
 Sedimentkartierung**

- ▲ 1 Probe
- 5 Proben
- ◆ 2 Proben
- 10 Proben

Kartengrundlage: © Donau-Betriebs AG 1996
 Ergänzungen: Baumgartner 1996



Für Flächen- und Volumsabschätzungen wurden die Vermessungsarbeiten der DONAUKRAFT aus den Jahren 1981-1984 herangezogen, sowie die Luftbilddauswertung einer Befliegung im Oktober 1994 (Niederwasser, Auswertung durch ÖDOBAG). Aus den Originalkarten (Maßstab 1:1000) wurden Höhenschichtlinien abgeleitet, auf Transparentpapier übernommen, digitalisiert, vektorisiert und mittels AUTOCAD ausgewertet.

3. Ergebnisse

3.1. Morphologie

Die Flächenausdehnung des Grabensystems im Untersuchungsgebietes erreicht weniger als die Hälfte der Donaupläche (berechnet zwischen Fischaeinmündung und Altarmausrinn), seine semiaquatische Fläche entspricht jedoch in absoluten Zahlen etwa den Werten der Donau (Tabelle 1). Entsprechend der hohen Fragmentierung erreicht die Gesamtuferlänge der Augewässer bei Niederwasser die Werte der wesentlich größeren Donauwasserfläche.

Tabelle 1: Flächenausdehnung, Vergleich Donau - Auegebiet bei Niederwasser und leichtem Hochwasser. Der Donaubereich wurde durch Fischaeinmündung bzw. Altarmausrinn abgegrenzt.

¹: Donau: Fläche zwischen den befestigten Ufern

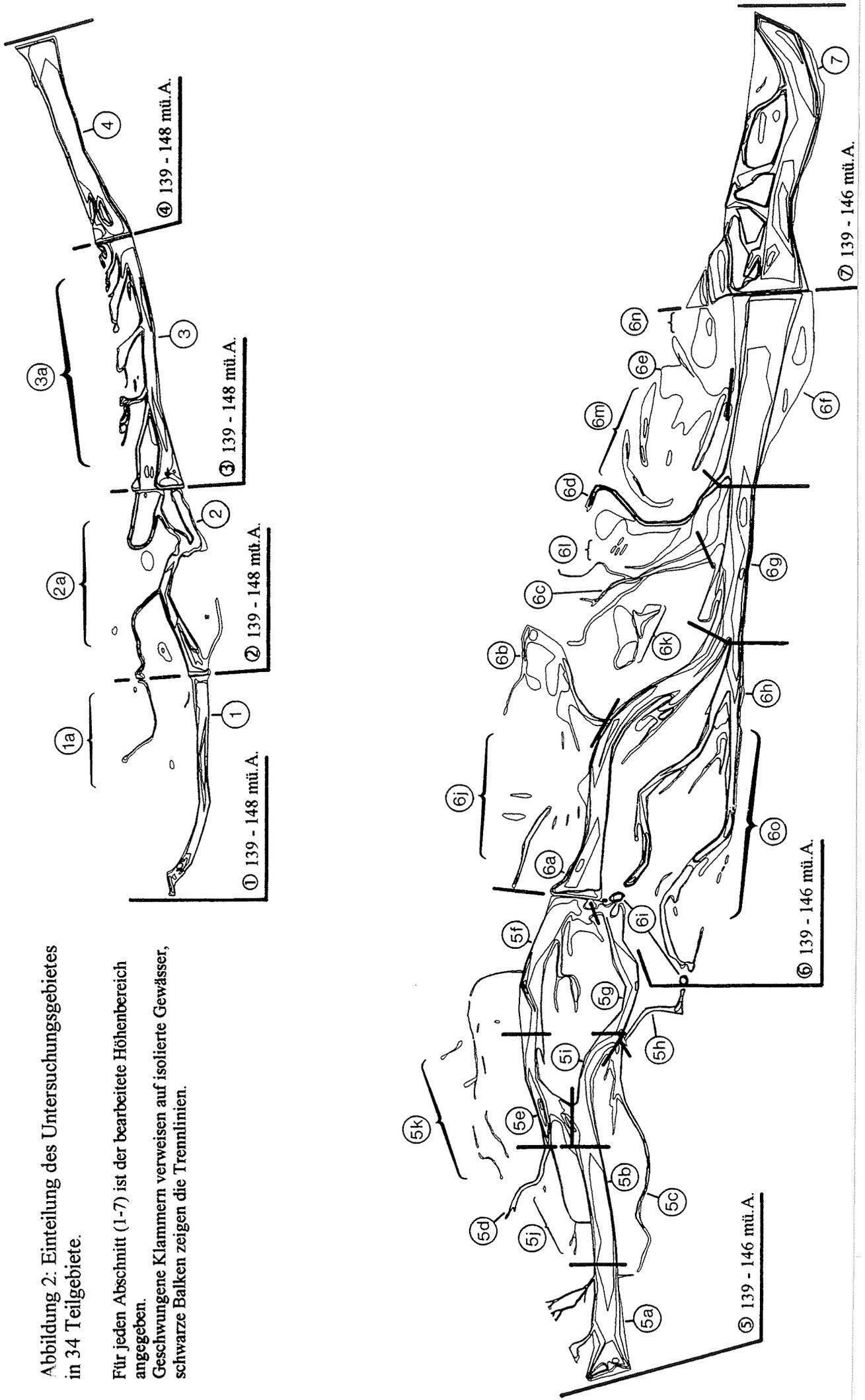
²: Für Donau Fließbereich; für Au Hauptgewässerzug

³: berechnet als Grabenfläche ohne Inseln (= Wasserfläche bei leichtem Hochwasser) -Niederwasserfläche

	Fläche		Uferlänge	
	Donau	Au	Donau	Au
Fläche:				
Gesamtfläche (Land + Wasser)	346,94 ha	570,64ha		
Grabensystem ¹	346,94 ha	128,11 ha	20,4 km	64,8 km
Inseln	14,08 ha	1,64 ha	7,6 km	8,2 km
Wasserfläche:				
Niederwasser: gesamte Wasserfläche	273,48 ha	74,77 ha	31,6km	32,0 km
davon angebundene Gewässer ²	268,28 ha	69,13ha	26,6 km	25,1 km
isolierte Gewässer	5,19 ha	5,64 ha	4,9 km	6,9 km
Semiaquatischer Bereich ³	51,70 ha	59,38 ha		
Prozent der (Gabenfläche - Inseln)	18%	41%		

Abbildung 2: Einteilung des Untersuchungsgebietes in 34 Teilgebiete.

Für jeden Abschnitt (1-7) ist der bearbeitete Höhenbereich angegeben.
 Geschwungene Klammern verweisen auf isolierte Gewässer, schwarze Balken zeigen die Trennlinien.



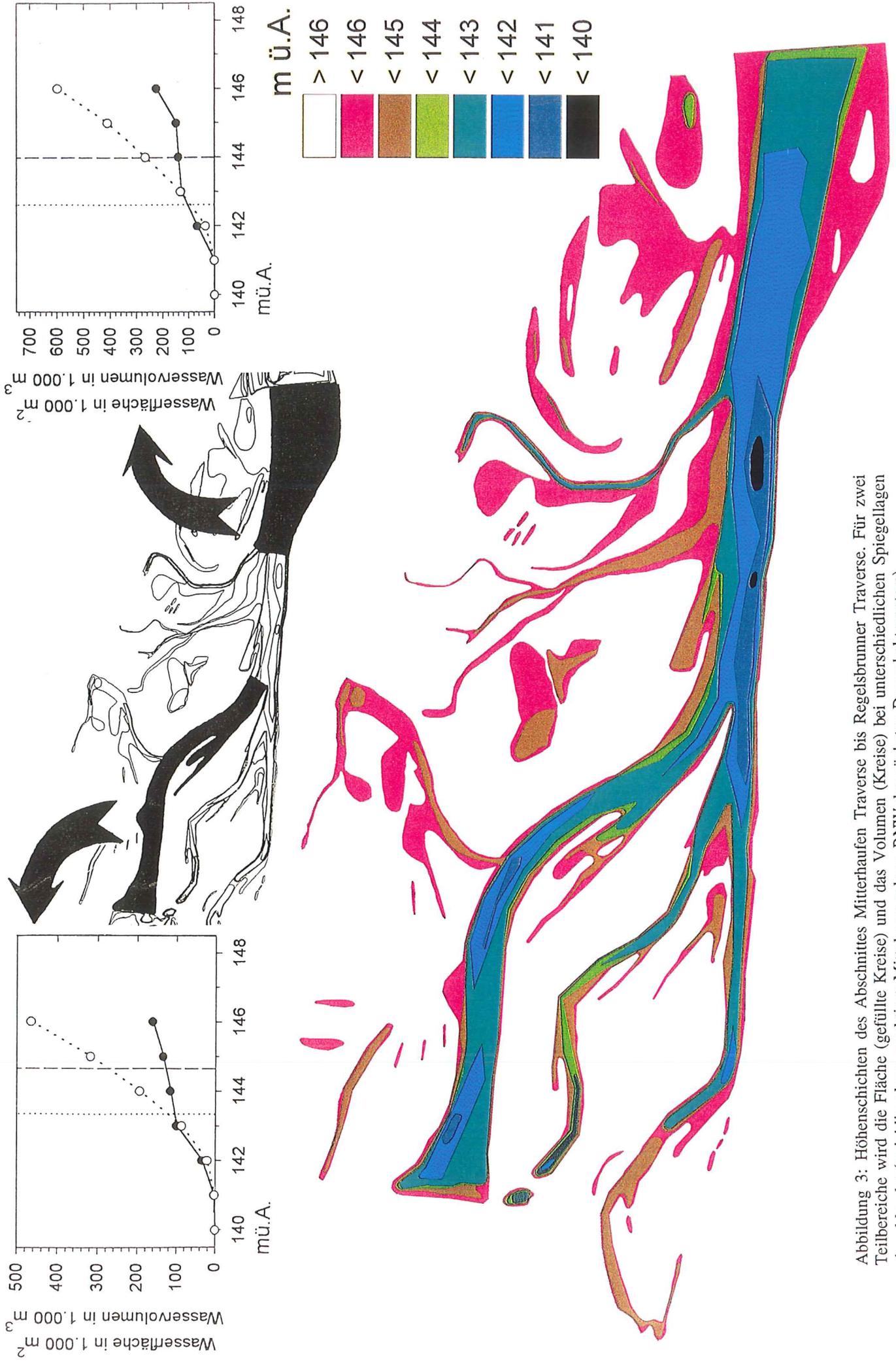
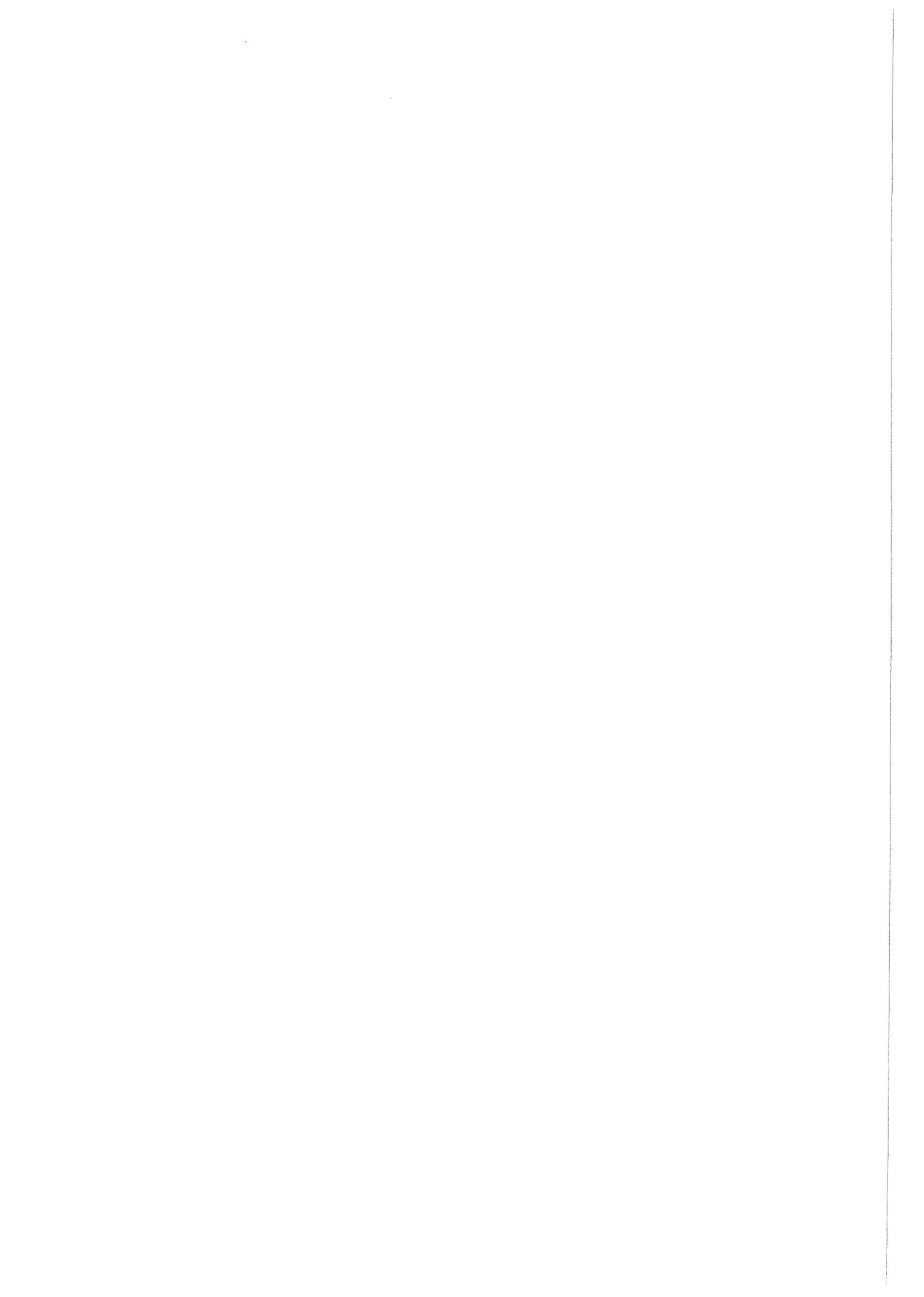


Abbildung 3: Höhenschichten des Abschnittes Mitterhaufen Traverse bis Regelsbrunner Traverse. Für zwei Teilbereiche wird die Fläche (gefüllte Kreise) und das Volumen (Kreise) bei unterschiedlichen Spiegellagen eingeblendet (strichliert bzw. punktiert: Mittelwasser bzw. RNW des nächsten Donauhoktometers).



Die Summe der Wasserflächen und -volumina aller (in Relation zum Mittelwasserstand des nächsten Donauhektometers gestellten) Teilgebiete zeigt Abbildung 6 des Beitrages „Restaurierungskonzept“. Durch die Auflösung in Teilgebiete konnten die in mü.A. definierten Höhengichtlinien durch Bezugnahme auf den jeweils nächsten Donauhektometer an das Donaugefälle angeglichen und als relativer Wasserstand zum Donaumittelwasser dargestellt werden. Bis ca. 1m über dem Donaumittelwasser steigt die Wasserfläche mit der Spiegellage kontinuierlich an. Ein sprunghafter Anstieg ergäbe sich (für einen Teil der Abschnitte) erst ab etwa 2m über Mittelwasser, in diesem Höhenbereich waren nicht für alle Teilabschnitte Daten ermittelbar. Die getroffene Einteilung des Untersuchungsgebietes in 34 Teilabschnitte ist in Abbildung 2 dargestellt, für jede dieser Teilflächen wurden Wasserfläche und Volumen für alle Höhengichtlinien ausgewertet. Die Wasserflächen bei unterschiedlicher Spiegellage demonstriert Abbildung 3 beispielhaft für den Abschnitt zwischen Mitterhaufen Traverse und Regelsbrunner Traverse, die Flächen- und Volumsverhältnisse sind für zwei Teilbereiche dargestellt. Derartige Angaben wurden für das gesamte Untersuchungsgebiet ausgearbeitet, sämtliche Werte sind im Datenteil aufgelistet und dargestellt.

3.2. Fotografische Dokumentation

Über 20 Bereiche des Untersuchungsgebietes wurden von genau festgelegten Standpunkten fotografiert und werden laufend dokumentiert um langfristige Entwicklungen auch bildhaft festzuhalten. Für alle Fotopunkte sind mittlerweile mehrere Aufnahmen verfügbar. Ein Lageplan dieser Standorte ist dem Datenband beigelegt.

3.3. Feinsedimentauflagen der Transekte

Die starken Schwankungen der Feinsedimentauflagen im Bereich der Niederwasserfläche belegen die bemerkenswerte Heterogenität der benthischen Lebensräume dieses Gewässerzuges. Abbildung 4 zeigt die Lage der untersuchten Transekte, Abbildung 5 präsentiert den relativen Anteil unterschiedlicher Feinsedimentauflagen.

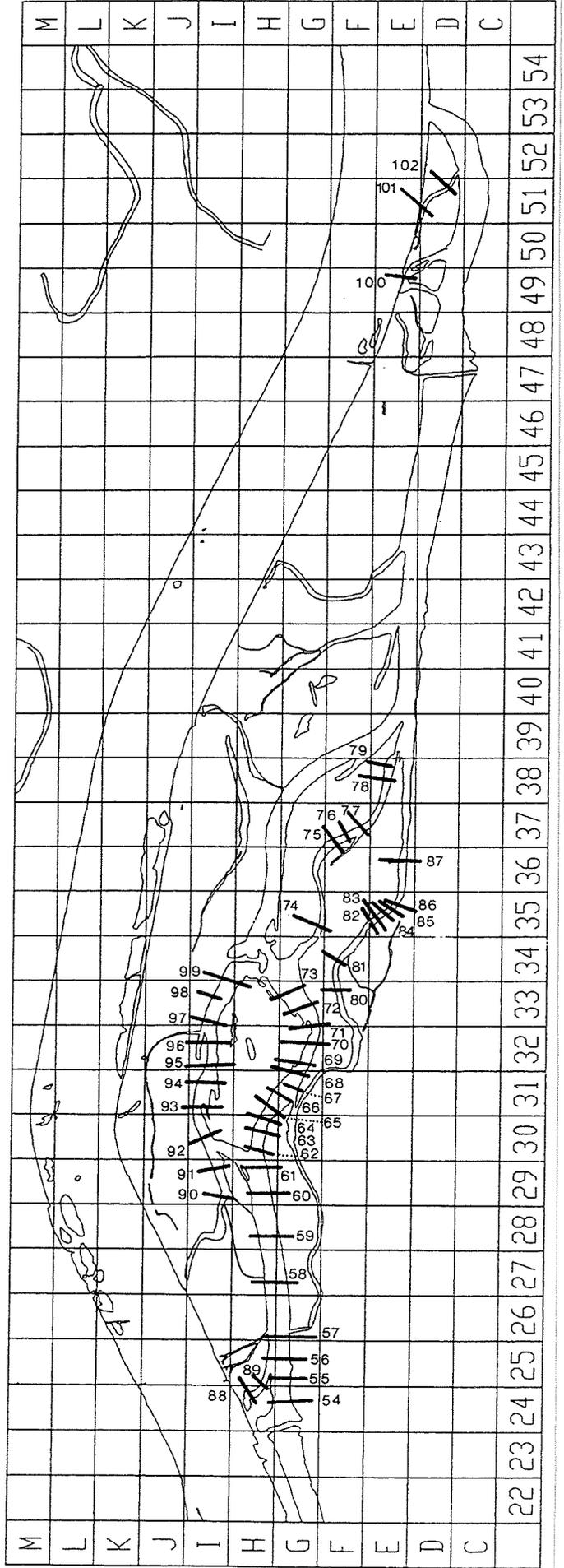
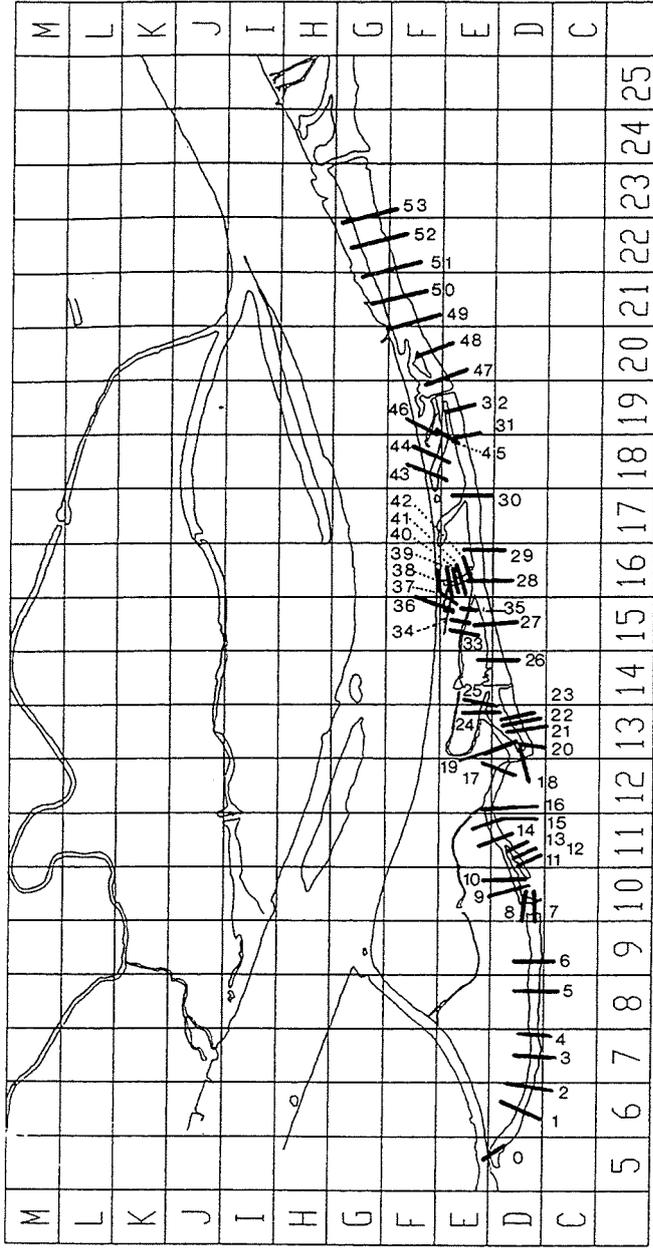
GEWAESSERVERNETZUNG

Ma. Ellend - Regelsbrunn

Abbildung 4:

Lage der Transekte

Kartengrundlage: © Donau-Betriebs AG 1996
Ergaenzungen: Baumgartner 1996



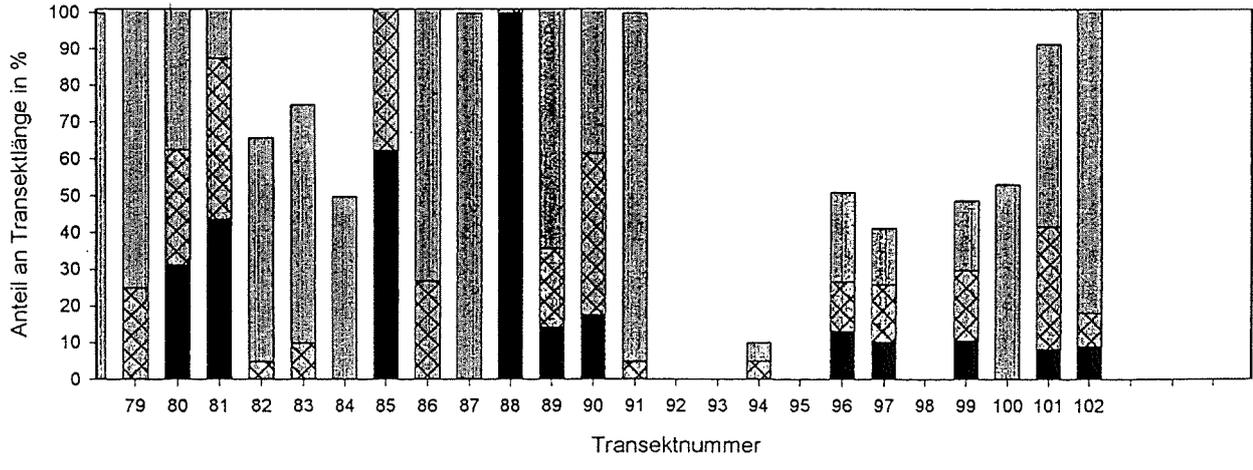
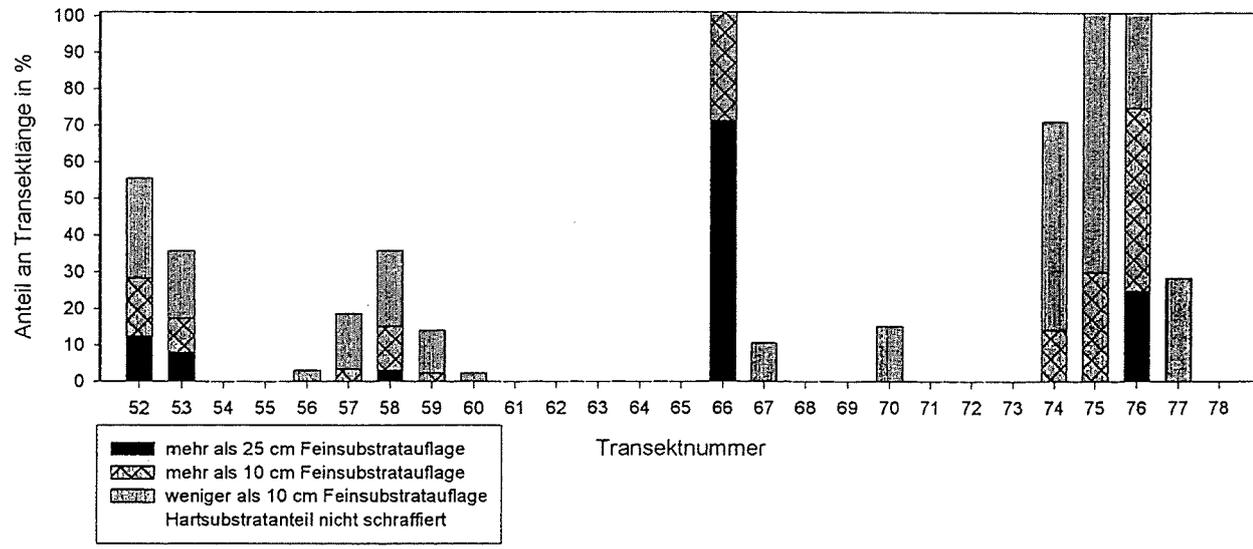
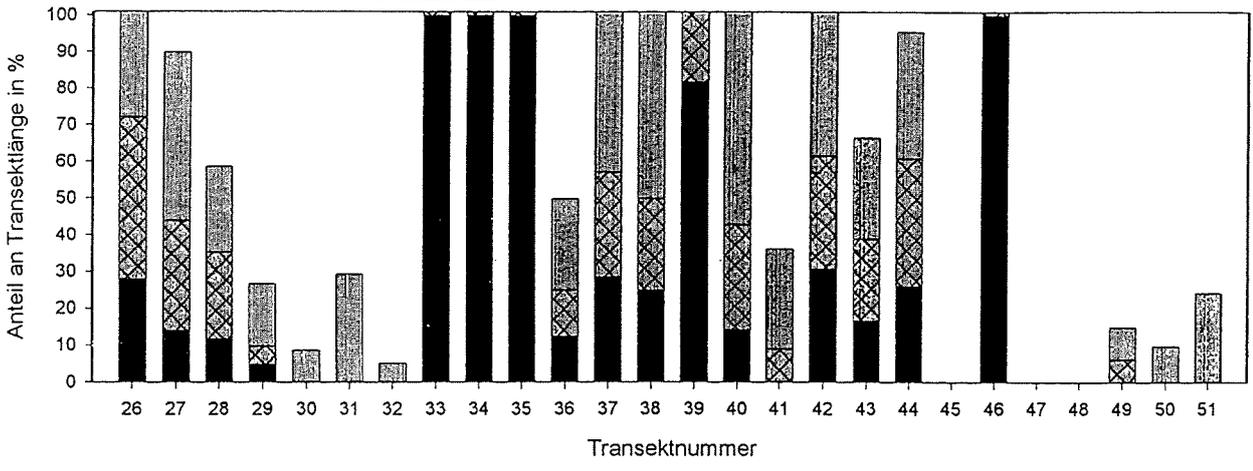
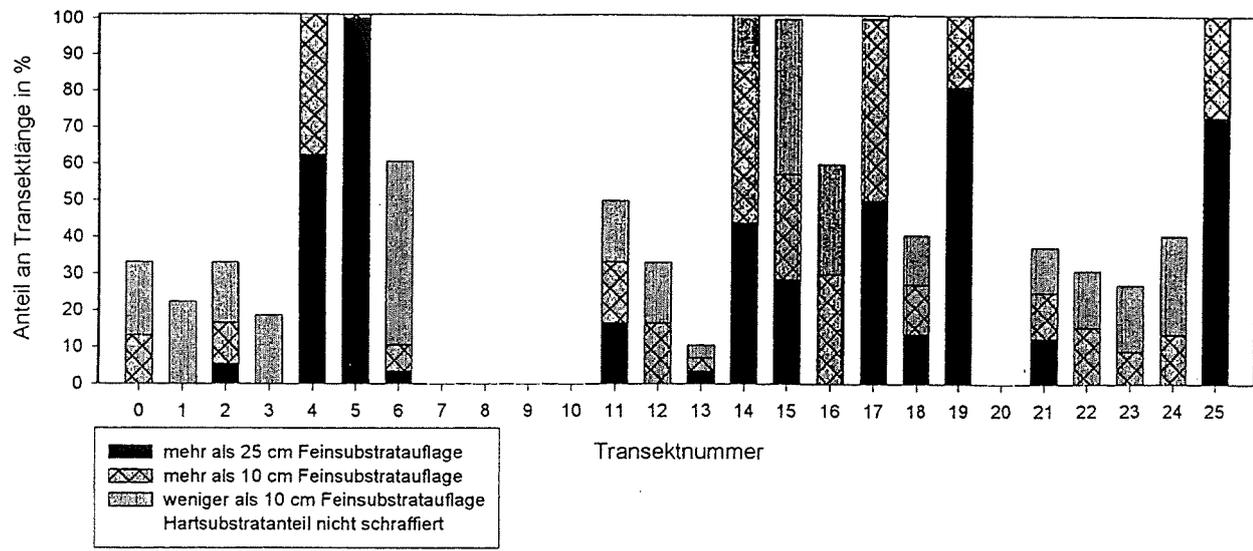


Abbildung 5: Relativer Anteil (%) der Feinsedimentanlandungen je Transekt (Aquatischer Bereich bei Niederwasser).

3.4. Sedimentaufbau und benthisches organisches Material

3.4.1. Korngrößenverteilung

Anhand des mittleren Korndurchmessers lassen sich drei Sedimentgruppen deutlich voneinander unterscheiden: (1) die schottrigen Sedimente, mit einem mittleren Korndurchmesser von $17,5 \pm 13,1$ mm (1,1 bis 65 mm), (2) Feinsedimentablagerungen, mit einem mittleren Durchmesser von $0,10 \pm 0,07$ mm (0,02 bis 0,42 mm), und (3) Feinsedimentablagerungen, mit einem mittleren Durchmesser von $\leq 0,01$ mm (Abb. 7). Besonders feinkörnige Sedimente finden sich in donanahen Altarmen, in den denen sich bei Überflutung feinste Fraktionen des 'Donauschwebs' ablagern (diese Probenstellen sind zusätzlich durch niedrige organische Konzentrationen gekennzeichnet, siehe unten), und in weitgehend isolierten Autümpeln (mit hohen organischen Konzentrationen).

Der Sortierungsgrad, als Maßzahl für die Sedimentheterogenität, zeigt in schottrigen Altarmabschnitten eine enge Beziehung zum mittleren Korndurchmesser (Abbildung 6). Eine sehr heterogene Kornverteilung - mit Sortierungskoeffizienten bis $S_o = 12$ - zeigen Sedimente mit einem mittleren Korndurchmesser von $M_d < 10$ mm. Diese 'schlechte' Sortierung, die einer vielfältigen Sedimentstruktur entspricht, läßt sich zumeist in den Übergangszonen zwischen grob- und feinkörnigen Augewässerabschnitten nachweisen.

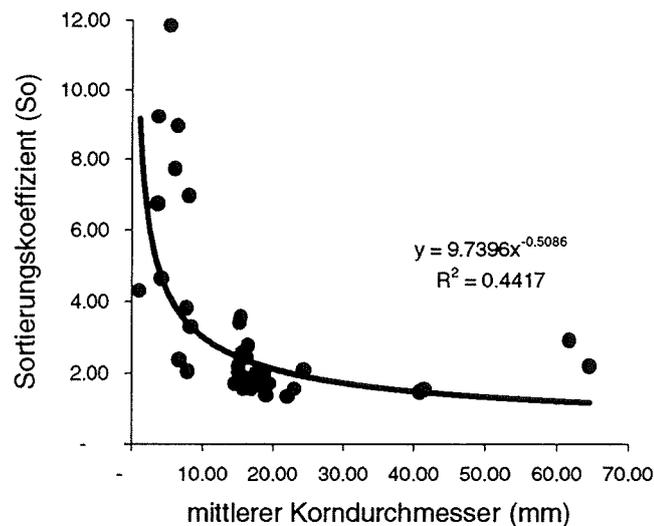


Abbildung 6: Korrelation zwischen dem mittleren Korndurchmesser (mm) und dem Sortierungskoeffizient (mit Angaben der Korrelationsgleichung und des Bestimmtheitsmaßes).

3.4.2. Organisches Material: Konzentrationen

Der mittlere relative Anteil des organischen Materials in den Bettsedimenten liegt bei 3,5 % ($\pm 1,1$ %, $n = 138$). Die Konzentrationen bewegen sich zwischen 0,1 und 6,5 %. Es besteht eine negative Beziehung zwischen der Konzentration und dem mittleren Korndurchmesser (Abbildung 7). Während in den schottrigen Sedimenten die Konzentrationen allgemein gering sind (<1,0%), sind in den feinsedimentigen Altarmabschnitten ausgeprägte Konzentrationsunterschiede festzustellen. Besonders niedrige Konzentrationen (<0,5%) weisen die Sedimente in den dynamischen Altarmabschnitten im Bereich des Mitterhaufens auf. Auch in ehemaligen Einströmbereichen, die zumindest bei Hochwasser noch intensiv mit der Donau in Verbindung stehen, sind die Gesamtkonzentrationen niedrig (E16, F18, I28). Hohe Konzentrationen (>3,0%) finden sich hingegen ausschließlich in Feinsedimentablagerungen; in erster Linie in bereits stark isolierten Altarmabschnitten (G27 G30, E34) und in den völlig abgetrennten und in Verlandung begriffenen Altarmen (H39, F41, G43, E47, E13-E15). Hohe Konzentrationen können ebenfalls in den feinsedimentigen Uferbereichen östlich der Regelsbrunner Traverse festgestellt werden. Durch die häufige unterstromige Anbindung an die Donau (ab MW) wird Donauschweb mit hohem organischem Anteil eintransportiert und lagert sich in diesem Bereich ab.

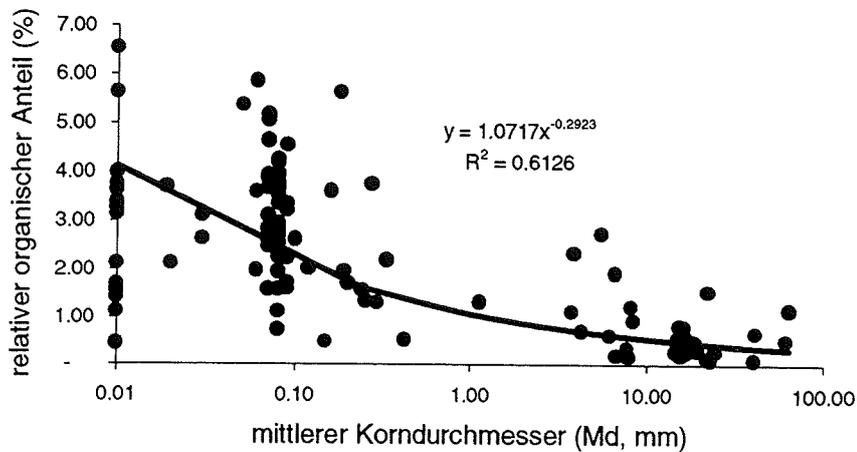


Abbildung 7: Beziehung zwischen dem mittleren Korndurchmesser (Md, mm) und dem relativen organischen Anteil (%) in den Bettседimenten (mit Angabe der Funktionsgleichung, n = 138).

Die hohen Konzentrationen in den Feinsedimentablagerungen erklären sich in erster Linie aus dem vergleichsweise hohen Anteil an CPOM ('coarse particulate organic matter', Fraktion > 1,0 mm). Während in den Feinsedimentablagerungen das Sediment (Substrat) > 1,0 mm wesentlich aus organischem Material besteht, im Mittel zu 27,4 % ($\pm 19,3$ %), ist der organische Anteil in Korngrößen > 1,0 mm in den schottrigen Sedimenten mit 0,31% ($\pm 0,24$ %) sehr gering. In der Kornfraktion < 0,1 mm liegt die mittlere POM-Konzentration bei 2,88 % ($\pm 0,92$). Ein genereller Zusammenhang zwischen der POM-Konzentration (Fraktion < 0,1 mm, = FPOM, 'fine particulate organic matter') und dem mittleren Durchmesser kann nicht festgestellt werden (Abbildung 8).

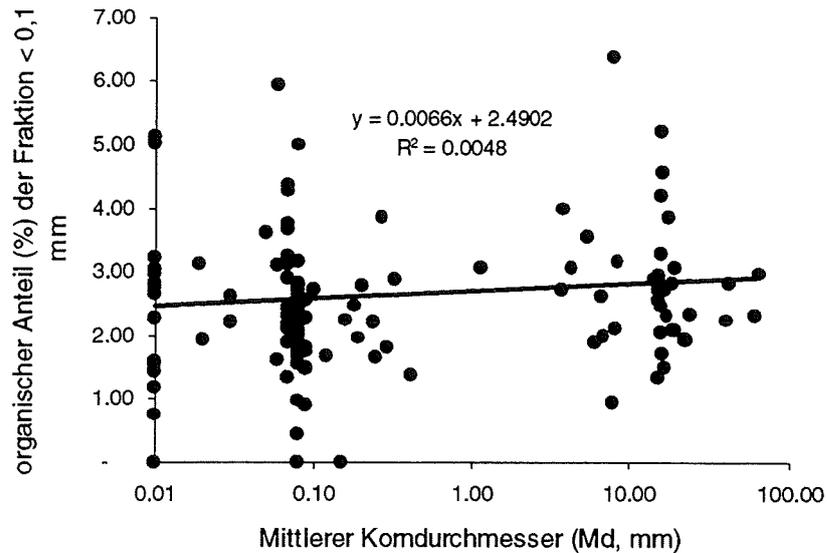


Abbildung 8: Korrelation zwischen der POM-Konzentration (%) in der Kornfraktion <0,1 mm und dem mittleren Durchmesser (mm).

Von einer Anzahl an Proben wurden unterschiedliche Tiefenschichten (zumeist: 0-5 cm, 5-10 cm, > 10 cm) getrennt analysiert. Generell läßt sich kein vertikaler Trend in der Gesamtkonzentration feststellen (Tabelle 2). An manchen Probenstellen kann eine Zunahme mit der Tiefe, an anderen eine Abnahme beobachtet werden. Auffällig sind die geringen Konzentrationen in den oberflächigen Schichten (0 - 5 cm) an den Stellen F18d, E38d, E17d und D49a. Mit zunehmender Sedimenttiefe kommt es hier zu einer sprunghaften Konzentrationszunahme.

Tabelle 2: Relativer organischer Anteil (%) in unterschiedlichen Tiefenschichten (Tiefe, cm) ausgewählter Probenstellen. k.A.: keine Angabe.

Tiefe	H26c	G31b	G28d	G22b	F41b	E47d	E15c	E16a	E14a
0 - 5 cm	2.46	2.12	4.17	2.69	6.54	3.75	1.69	1.54	2.37
5 - 10 cm	2.95	2.80	3.67	2.91	4.64	3.65	1.59	1.61	3.35
> 10 cm	2.47	1.96	2.67	2.58	k.A.	3.58	3.52	1.12	2.84

3.4.3. Organisches Material: Gehalte

In den Uferzonen des Hauptarms beträgt der organische Gesamtgehalt in der Sedimentschichte 0-5cm $2,29 \pm 0,81$ g je 20cm^2 Oberfläche. Der CPOM-Anteil (coarse particulate organic matter; $>1,0$ mm) liegt bei etwa 25 % und mißt im Mittel $0,63 \pm 0,60$ g je 20cm^2 . Dies entspricht einer CPOM-Biomasse von etwa $320\text{g} \cdot \text{m}^{-2}$. CPOM ist räumlich sehr heterogen verteilt; die Gehalte schwanken zwischen 0,01g und 1,94g je 20cm^2 Oberfläche. In den schottrigen Sedimenten sind die Gesamtgehalte deutlich niedriger als in den Feinsedimenten ($0,53 \pm 0,03$ g je 20cm^2), der CPOM-Gehalt unterscheidet sich hingegen weniger von den Feinsedimenten ($0,34 \pm 0,13$ g je 20cm^2). Einen Trend im Längsverlauf des Hauptarmes läßt sich weder für den Gesamtgehalt noch für den COM-Anteil beobachten. Der Gesamtgehalt und der CPOM-Gehalt nehmen jedoch vom Ufer zur Gewässermittle hin ab (Tockner, dieser Bericht).

In den entlegenen Tümpeln beträgt der mittlere organische Gehalt in der Oberflächensedimentschichte (0-5cm) $3,2 \pm 1,2$ g je 20cm^2 Oberfläche; mit Maximalwerten von 5,4g (entspricht: 2,7kg POM (partikuläres organisches Material) je Quadratmeter, Sedimentschichte: 0-5 cm). Der CPOM-Gehalt beträgt in diesen isolierten Tümpeln $0,53 \pm 0,54$ g je 20cm^2 Oberfläche. Eindeutige Tiefentrends lassen sich nicht festlegen (vgl. 3.2.2). Bei einer mittleren Sedimentauflage von durchschnittlich 1 Meter beträgt der "standing crop" (die aktuelle Biomasse) somit etwa 32 kg POM je Quadratmeter!

3.5. Schwebstoffe

Zwischen September 1995 und Mai 1996 wurden die Donau und der Hauptseitenarm bei Haslau und Regelsbrunn regelmäßig beprobt. Es wurden Proben zur Bestimmung der Sestonkonzentration, zur Erfassung des organischen Anteils, der Algenpigmente und der Kornverteilung gezogen. Zugleich wurden mit Hilfe von Driftnetzen der Transport organischer Substanzen $> 0,1$ mm dokumentiert.

3.5.1. Konzentrationen

In der Donau schwankten die Schwebstoffkonzentrationen zwischen 6 und 760 mg/l. Eine signifikant positive Beziehung besteht zwischen der jeweiligen Konzentration und dem Pegelstand der Donau (Abbildung 9). Im Regelsbrunner Arm (Regelsbrunner Traverse) läßt sich hingegen nur eine schwach positive Beziehung zwischen dem Pegelstand (Donau, Orth) und der Konzentration der Schwebstoffe feststellen; die Konzentrationen bewegen sich hier zwischen 4 und 82 mg/l. Zwar können auch hier nach Überschreitung der 'bankfull'- Linie (~ Pegel Orth 450 cm) hohe Konzentrationen festgestellt werden, diese liegen aber deutlich unter jenen der Donau (Abbildung 9; vgl. Haslauer Traverse: 3 bis 260 mg/l).

Der relative organische Anteil (AFDW) des Sestons beträgt für die Donau im Mittel 22,9 % (\pm 9,7 %), für den Altarm bei Haslau 39,1 (\pm 16,7 %) und für den Altarm bei Regelsbrunn 31,9 % (\pm 13,8 %; Abbildung 10). Der relative Anteil ändert sich erwartungsgemäß beträchtlich mit dem Donaudurchfluß. Während der relative organische Anteil in der Donau maximal 39 % beträgt (bei Niedrigwasser), erreicht der maximale organische Anteil im Regelsbrunner Altarm mehr als 60 % (ebenfalls bei andauernder Niederwasserperiode). Hingegen sinkt der organische Anteil zum Zeitpunkt des Hochwassers in der Donau auf 7 %, im Regelsbrunner Arm nur auf 10 %.

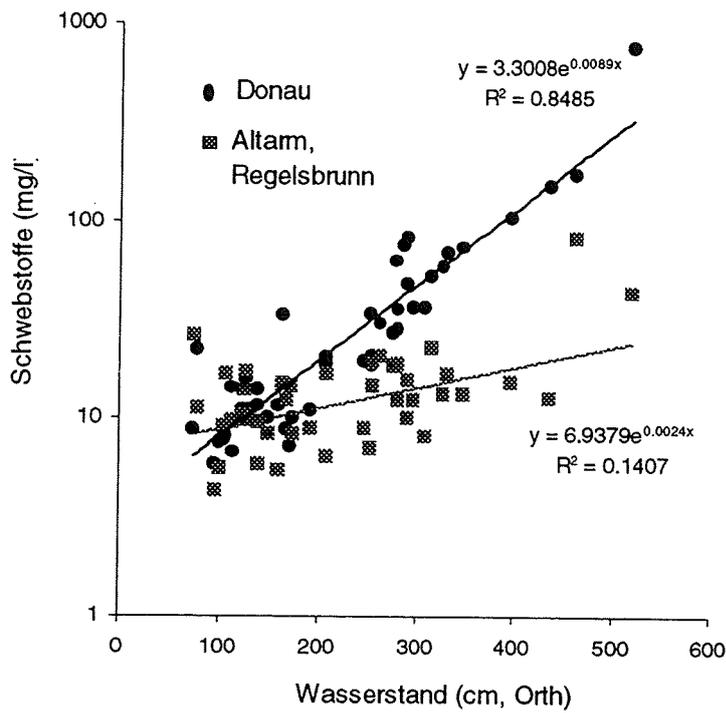


Abbildung 9: Korrelation zwischen der Schwebstoffkonzentration (mg/l) und dem Pegelstand der Donau (Orth, cm). Probenstellen: Donau und Regelsbrunner Arm (Regelsbrunner Traverse). Angabe der Korrelationsgleichung und des Bestimmtheitsmaßes (r^2).

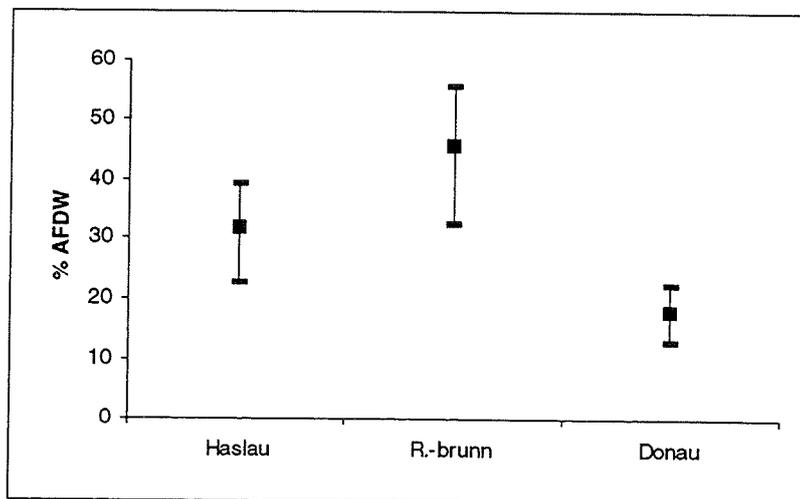


Abbildung 10: Organischer Anteil (% AFDW) der Schwebstoffe (Mittelwert \pm Standardabweichung) in der Donau und im Regelsbrunner Arm (Haslau, Regelsbrunn).

3.5.2. Korngrößenverteilung

Der mittlere Korndurchmesser des Sestons in der Donau und im Regelsbrunner Seitenarm beträgt $11 \mu\text{m}$. Signifikante Unterschiede zwischen den beiden Gewässern bestehen nicht. Der Sortierungskoeffizient, als Maß der Verteilungsheterogenität, ist jedoch im Regelsbrunner Altarm niedriger als in der Donau, d.h. die Ausedimente sind homogener. Im Mittel beträgt der Sortierungskoeffizient für die Donau $1,6 \pm 0,2$, für den Regelsbrunner Altarm $1,4 \pm 0,16$.

Die Abbildungen 11 und 12 zeigen die Korngrößensummenkurven für den Donauschweb und die Schwebstoffe im Regelsbrunner Hauptarm während eines Hochwasserereignisses (10.5. bis 18.5. 1996). Während in der Donau eine Zunahme des mittleren Korndurchmessers beim Anstieg des Pegels beobachtbar ist (13.5.), fällt im Regelsbrunner Altarm der größte Korndurchmesser mit dem Pegelhöchststand (15.5.1996) zusammen.

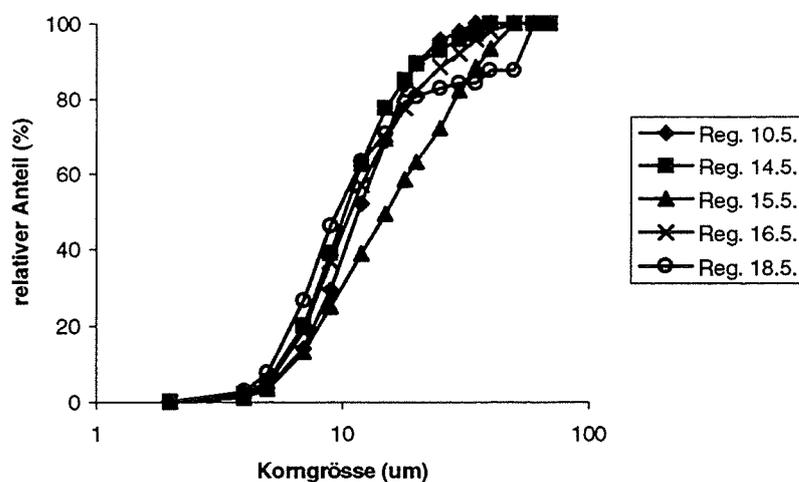


Abbildung 11: Regelsbrunner Traverse: Korngrößensummenkurven der Schwebstoffe (10.5. bis 18.5.1996)

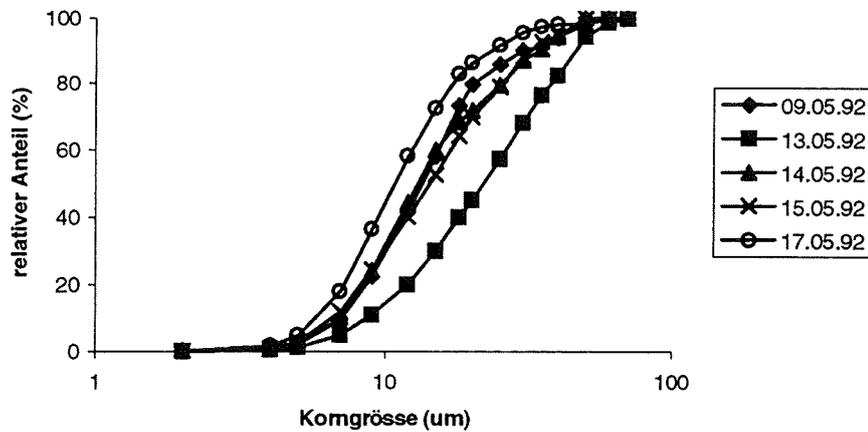


Abbildung 12: Donau: Korngrößensummenkurven der Schwebstoffe (10.5. bis 18.5.1996)

3.5.3. POC- und DOC- Konzentrationen

Die mittleren POC-Konzentrationen betragen für die Donau $2,45 \pm 1,99$ mg/l, für den Hauptarm bei Haslau $2,40 \pm 1,22$ und bei Regelsbrunn $1,91 \pm 1,44$ mg/l (Abbildung 13). Besonders im Regelsbrunner Armsystem können hohe Konzentrationen (maximal: 9,62 mg/l) erreicht werden. Die DOC-Konzentrationen liegen für alle Probenstellen in einer ähnlichen Größenordnung (Hein & Heiler, dieser Bericht). Das bedeutet, daß das DOC/POC - Verhältnis in etwa 1:1 beträgt. Im Gegensatz zu den POC-Konzentrationen fluktuieren die DOC-Konzentrationen weniger.

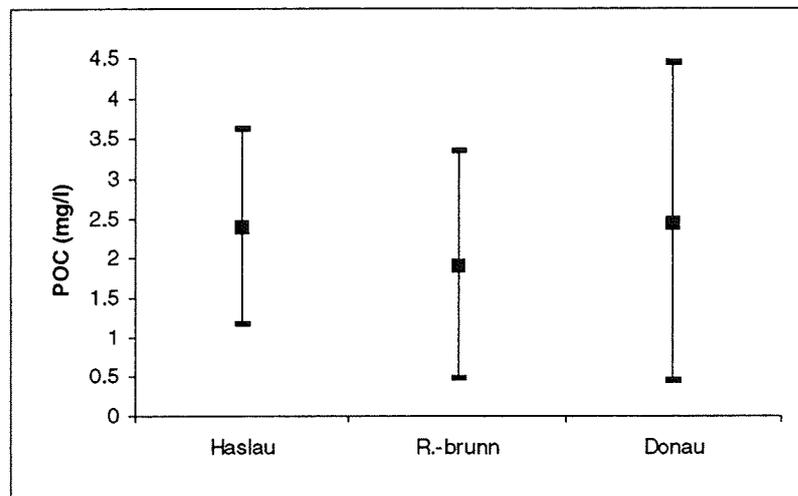


Abbildung 13: POC-Konzentrationen in der Donau und im Regelsbrunner Altarmsystem (Mittelwert und Standardabweichung).

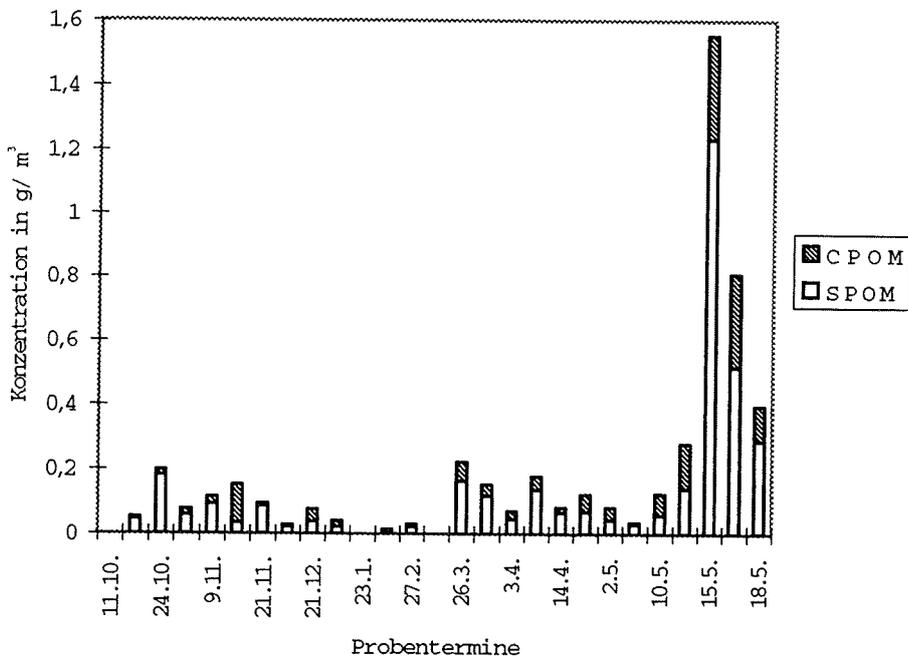
3.5.4. SPOM- und CPOM- Transport

Im Untersuchungszeitraum zeigen sich die Maxima der organischen Konzentration während Hochwasserereignissen (siehe Pegelgang Orth, Kapitel „Reastaurierungskonzept“).

Der Spitzenwert des Pegelstandes von 520 cm (Lattenpegel um 7.00 Uhr in Wildungsmauer) am 15.5.1996 wird begleitet von einem Maximum an organischem Gehalt im SPOM (Regelsbrunn: $0,232 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3}$, Donau: $1,234 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3}$) und im CPOM (Regelsbrunn: $1,072 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3}$, Donau: $0,32 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3}$).

Während der organische Gehalt in der Donau nach diesem Hochwasserereignis kontinuierlich wieder absinkt (CPOM: 15. 5.: $0,32 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3}$; 16. 5.: $0,29 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3}$; 18. 5.: $0,11 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3}$), erreicht er im Augewässer unmittelbar danach ein Minimum (CPOM: 15. 5.: $1,072 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3}$; 16. 5.: $0,014 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3}$; 18. 5.: $0,0007 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3}$).

SPOM und CPOM in der Donau



SPOM und CPOM im Augewässer

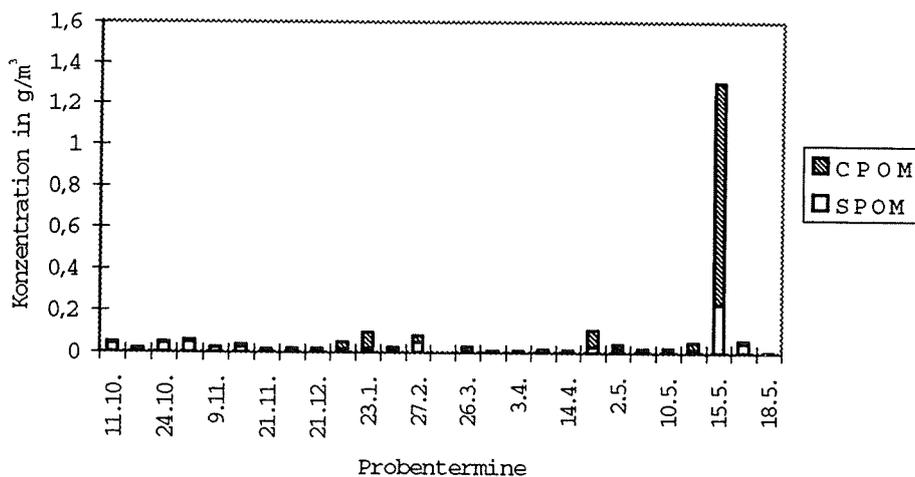


Abbildung 14: SPOM- und CPOM-Konzentrationen ($g \cdot m^{-3}$) im Donauuferbereich (Strom-km 1901) und im Regelsbrunner Arm (Regelsbrunner-Traverse) im Zeitraum 11.10.1995 bis 18.5.1996. Angegeben ist jeweils der Mittelwert.

4. Diskussion und Zusammenfassung

Im untersuchten Ausystem lassen sich dynamische Prozesse noch ansatzweise erkennen. Die erosive Kraft der Hochwässer verhindert in Teilen des Ausystems die Akkumulation an Feinsedimenten (Abbildung 5). Dies trifft insbesondere für den Hauptarm und die Altarme im Bereich des Mitterhaufens zu (Abbildung 5). Vereinzelt können noch ausgeprägte Seitenerosionen beobachtet werden (Einströmbereich I27/I28 und im Bereich der Mitterhaufen-Traverse, G31-G33; persönliche Beobachtung und H.Schume, mündl. Mitteilung). In isolierten Armen sind die Feinsedimentanlagerungen aber beträchtlich (bis > 2 m, z.Bsp. G27-G29). Aber auch im Hauptarm lagern sich Feinsedimente in den Uferzonen verstärkt ab und verringern zunehmend den Gewässerquerschnitt.

Der Aufbau der schottrigen Sedimente im Augebiet und im Donauuferbereich ist sehr ähnlich (Tockner & Bretschko, 1996). Der mittlere Korndurchmesser im Ausystem beträgt $M_d = 17,5 \pm 13,1$ mm; jener im Donauuferbereich $15,3 \pm 6,4$ mm. Insbesondere im Hauptarm sind die schottrigen Sedimente aufgrund des Fehlens von Umlagerungen aber konsolidiert und verklastet. Einbrechende Hochwasserwellen stellen hier eine "konservierende" aber keine "formende" Kraft mehr dar. Der Eintrag an Feststoffen ins Ausystem beschränkt sich auf Schwebstoffe und Schwimmstoffe zum Zeitpunkt der oberflächigen Anbindung, Geschiebe wird hingegen nicht (kaum) eintransportiert (vgl. Leopold et al., 1964).

Großräumige Umlagerungen oder Verschwenkungen - wie sie den ursprünglichen Zustand vor der Regulierung kennzeichneten - sind jedoch nirgends mehr gegeben. Durch das Fehlen solcher großräumigen 'Verjüngerungsprozesse' wird die Fragmentierung, d.h. die Zergliederung des Ausystems begünstigt. Solche Fragmentierungsprozesse lassen sich für das Fluß-Ausystem östlich von Wien auf unterschiedlichen Skalen feststellen: (1) die freie Fließstrecke ist flußauf und flußab durch Kraftwerksbauwerke begrenzt; (2) innerhalb dieses Systems sind die Auen vom Hauptstrom zunehmend isoliert und (3) innerhalb des Ausystems finden verstärkt Isolationsprozesse statt. Die Auswertung der Luftbilder einer Niederwassersituation (ÖDOBAG, Luftbilder Okt. 94) zeigt sehr deutlich die Aufsplitterung des Gewässernetzes in eine große Anzahl an Einzelgewässer. Aus diesen periodischen Isolationen entstehen hier durch die Verfestigung (Aufkommen von Pioniervegetation) der trockenfallenden Stellen (Bildung von sogenannten "alluvial plugs") zunehmend permanent

getrennte Einzelgewässer. Der Verlust aquatischer und semi-aquatischer Flächen wird hierdurch zusätzlich beschleunigt. Zwar können fragmentierte Gewässer eine vorübergehend artenreichere Lebensgemeinschaft beherbergen - durch die gemeinsame Vorkommen von sogenannten "edge"- und "interior"- Arten - zugleich führt die Zergliederung des Lebensraum aber zur Aufsplitterung von Populationen in kleinere, weitgehend isolierte Subpopulationen, und es steigt dadurch die Extinktionswahrscheinlichkeit von Populationen und Arten (Whit & Crist, 1995; Ward, 1996).

Während Niederwasserperioden zerfällt das Gewässernetz im Augebiet in 50 Einzelgewässer (Gesamtfläche: 75,6 ha). Zu diesen Zeitpunkt bedecken die fünf Becken des Hauptarmsystems 90% der Gesamtwasserfläche, während die mittlere Größe der restlichen 46 Gewässer nur 0,17ha beträgt (0,009 bis 0,8 ha; Abbildung 15). Es ist zu befürchten, daß ohne entsprechende Maßnahmen viele dieser Kleinstgewässer in Zukunft noch zusätzlich an Ausdehnung verlieren oder gänzlich verschwinden.

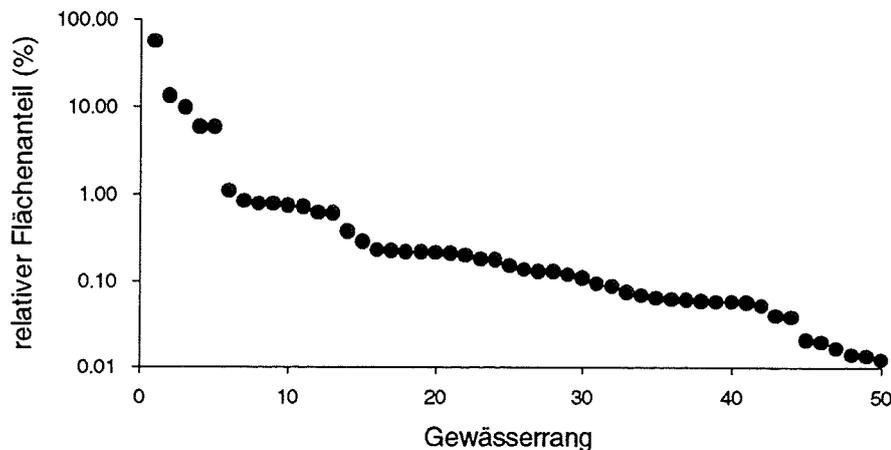


Abbildung 15: Whittaker Plot: Gewässerrang-Flächenanteil (%)-Verteilungsmuster BEI Niederwasser (Bildflug Okt. 94; Daten ÖDOBAG).

Der relative organische Anteil in den Sedimenten ist deutlich niedriger als im stärker isolierten nördlich der Donau gelegenen Auabschnitt. Dort konnten in den entlegenen Gewässern mittlere Gesamtkonzentrationen von 8% beobachtet werden, während im Untersuchungsgebiet die Konzentrationen maximal 6,5 % erreichen (Abbildung 7; Tockner & Bretschko, 1996). Jene Gewässerabschnitte, in denen Konzentrationen von > 3,0 % beobachtet wurden, werden aber weitgehend durch autochthone Prozesse gesteuert. Eine Umkehrbarkeit der Verlandung

ist hier praktisch unmöglich. Insgesamt trifft dies im Untersuchungsgebiet nur für relativ wenige Gewässer zu (isolierte, donaunahe Gewässer östlich der Mitterhaufen-Traverse, südliche Tümpelketten beim Mitterhaufen). In donaunahen Gewässern und im Hauptarm ist der organische Anteil in den Feinsedimentablagerungen mit $< 2 \%$ gering. Hier lagern sich Donauschwebstoffe während der Überflutungen ab.

Der organische Gehalt in den Augewässern (insbesondere in den Feinsedimentablagerungen) ist um eine Größenordnung höher als im Hauptstrom (Tockner & Bretschko, 1996). An sich werden sekundäre und tertiäre Augewässer in ihrer Funktion Fließgewässern kleiner Ordnungszahl gleichgesetzt (Rostan et al., 1987, Smock, 1990); die derzeitige oberflächige Isolation verhindert jedoch einen häufigen Austransport des im Ausystem gebildeten allochthonen organischen Materials. Teile des Ausystems akkumulieren sogar organisches Material. Durch die verstärkte Vernetzung der Au mit dem Hauptstrom und durch die zu erwartende Ausdehnung der semiaquatischen Flächen darf mit einer verbesserten Zufuhr von labilem organischen Material in den Hauptstrom gerechnet werden. Dadurch kommt es zu einer Bereicherung der Nahrungsnetze im Hauptstrom; die Donau und ihre gefährdete Lebensgemeinschaft profitieren daher gleichfalls von der geplanten Gewässervernetzung.

Generell bewegen sich in Seen und in Fließgewässern die DOC:POC- Relationen zwischen 6:1 und 10:1 (Meyer et al., 1988; Wetzel, 1995). Die in dieser Untersuchung festgestellten mittleren DOC/POC- Relationen von etwa 1:1 sind deshalb als besonders niedrig einzustufen. Vom Standpunkt der Stabilität der Stoffwechselforgänge eines Ökosystems ist es jedoch von Bedeutung, daß ein großer Anteil des organischen Materials in gelöster Form zur Verfügung steht. Dadurch werden die starken Fluktuationen, die die partikuläre Komponenten kennzeichnen, kompensiert (Wetzel, 1995). Demzufolge kann die metabolische Stabilität im Untersuchungsgebiet als fragil bezeichnet werden. Intensivere diesbezügliche Untersuchungen sind jedoch noch ausständig.

Im Augebiet finden abrupte hydrologische Änderungen statt: lange stagnierende Phasen werden von kurzen lotischen Perioden unterbrochen. Nach Chauvet & Fabre (1990) können die kurzen lotischen Perioden als 'hydrologische', die langen stagnierenden Phasen als 'biologische' Phasen bezeichnet werden. Am Beispiel der Abbildung 16 - Nitrat wird als sogenannter hydrologischer "Tracer" hier verwendet - wird dieser Wechsel besonders

verdeutlicht. Während der "hydrologischen" Phasen, die im Ausystem regulierungsbedingt kurz sind, wird massiv Schweb von der Donau in die Au eingetragen und organisches Material in die Donau ausgeschwemmt. Abbildung 14 zeigt auch eindrucksvoll, daß quantitativ die groben organischen Fraktionen ($>0,1$ mm; SPOM und CPOM) nur während der Hochwasserspitzen ausgetragen werden. Die mittlere Konzentration liegt zum Zeitpunkt des Hochwassers etwa 10-fach über der Grundkonzentration. Berücksichtigt man die Frachten, so liegen diese noch um eine Größenordnung höher. Aufgrund der geringen Retentionszeit zum Zeitpunkt eines Hochwassers kann das organische Material kaum von den Donaубiozönoson genutzt werden. Der mittlere organischen Anteil der Schwebstoffe nimmt von der Donau zum Hauptarm (Haslau zu Regelsbrunn) hin zu (Abbildung 10). Ein großer Anteil des organischen Materials setzt sich während längerer Niederwasserperioden aus Algenbiomasse zusammen.

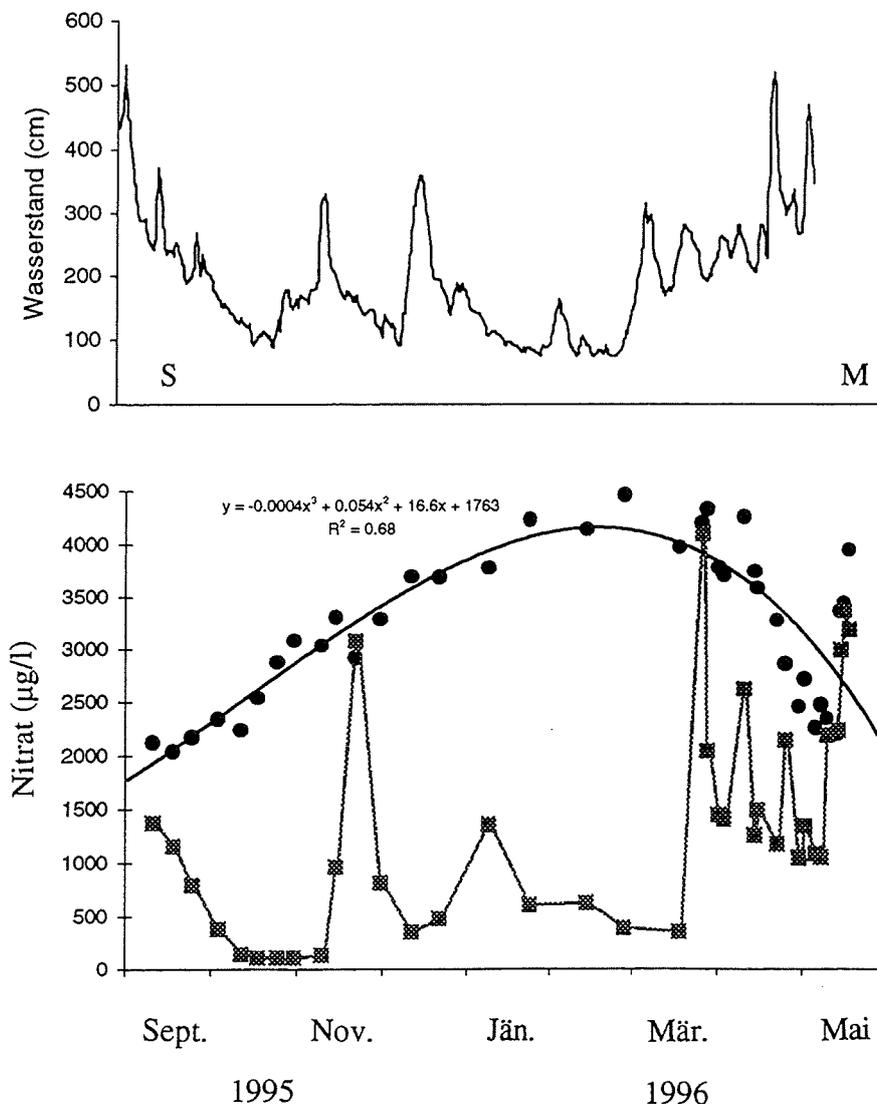


Abbildung 16: Nitratkonzentrationen ($\mu\text{g/l}$) in der Donau (Kreise) und im Regelsbrunner Hauptarm (Regelsbrunner Traverse, Quadrate) zwischen September 1995 bis Mai 1996. Pegel: Orth.

5. Literatur

- Amoros, C. & Roux, A.L. (1988) Interaction between waterbodies within the floodplains of large rivers: function and development of connectivity. In: Schreiber, K.-F. (ed.) *Connectivity in Riverine Landscape*: 125-130.- Proceedings of the 2nd International Seminar of the International Association of Landscape Ecology,- Münstersche Geographische Arbeiten **29**, Münster.
- Amoros, C., Rostan, J.-C., Pautou, G. & Bravard, J.-P. (1987) The reversible process concept applied to the environmental management of large river systems, *Environmental Management*, **11**, 607-617.
- Bayley, P.B. (1995) Understanding large river-floodplain ecosystems.- *BioScience*, **45**, 153-158.
- Calow, P. & Petts, G.E. (1993, Eds.) *The River Handbook*, Vol. 1.- Blackwell Scientific Publ., Oxford.
- Cellot, B. & Rostan, J.C. (1993) Dissolved organic carbon dynamics in the Upper Rhone: the influence of side arms? *Regulated Rivers*, **8**, 391-397.
- Chauvet, E. & Decamps, H. (1988) Lateral interaction in a fluvial landscape: the River Garonne, France, *J.N.Am.Benthol.Soc.*, **8**, 9-17.
- Chauvet, E. & Fabre, A. (1990) Dynamics of seston constituents in the Ariège and Garonne rivers (France), *Hydrobiologia*, **192**, 183-190.
- Fiebig, D.H. (1995) Groundwater discharge and its contribution of dissolved organic carbon to an upland stream.- *Arch.Hydrobiol.* **134**: 129-155.
- Junk, W.J.; Bayley, B.P. & Sparks, R.E. (1989): The flood pulse-concept in river-floodplain systems. pp. 110-127. In: (D.P. DODGE, ed.): Proceedings of the International Large River Symposium.- *Can.Spec.Publ.Fish.Aquat.Sci.* **106**.
- Leopold, L.B., Wolman, M.G. & Miller, J.P. (1964) *Fluvial processes in geomorphology*, Freeman & Company, San Francisco, 522pp.
- Mangelsdorf, J. & Scheurmann, K. (1980) *Flußmorphologie*.- R.Oldenburger, München.
- Meyer, J.L., McDowell, W.H., Bott, T.L., Elwood, J.W., Ishizaki, C., Melack, J.M., Peckarsky, B.L., Peterson, B.J., Rublee, P.A. (1988) Element dynamics in streams, *J.N.Am.Benthol.Soc.*, **7**, 410-432.
- MULLHOLLAND, P.J. (1981): Deposition of riverborne organic carbon in floodplain wetlands and deltas.- In: Flux of organic carbon by rivers to the oceans.- *U.S. Department of Energy, Springfield, National Technical Information Service*, pp. 142-172.
- Müller, G. (1964) *Methoden zur Sedimentuntersuchung*.- Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart
- Schiemer, F. (1994) Monitoring of floodplains: Limnological indicators.- *Stapfia*, **31**, 95-107.
- Smock, L.A. (1990) Spatial and temporal variation in organic matter storage in low-gradient, headwater streams.- *Arch.Hydrobiol.* **188**, 169-184.
- Tockner, K. & Bretschko, G. (1996) Spatial distribution of particulate organic matter (POM) and benthic invertebrates in a river-floodplain transect (Danube, Austria) importance of hydrological connectivity, *Arch.Hydrobiol.Suppl.* **155**, 11-27.
- Ward, J.V. (1989) The four dimensional nature of lotic ecosystems.- *J.N.Am.Benthol.Soc.*, **8**, 2-8.
- Ward, J.V. (1996) Riverine landscapes: biodiversity patterns, disturbance regimes, and aquatic conservation, *Biological Conservation*, in press.
- Wetzel, R.G. (1995) Death, detritus, and energy flow in aquatic ecosystems, *Freshwater Biology*, **33**, 83-89.

Whit, K.A. & Crist, T.O. (1995) Critical thresholds in species' responses to landscape structure, *Ecology* **76**, 2446-2459.

Wotton, R.S. (1992, Ed.) *The Biology of Particles in Aquatic Systems*.- CRS Press, Ann Arbor.

Hydrochemie

Gudrun HEILER und Thomas HEIN

1. Einleitung und Fragestellung

Die wechselnde hydrologische Vernetzung zwischen Donau und Ausystem ist der Schlüsselfaktor, der die funktionellen Vorgänge in den Augewässern steuert (JUNK et al., 1989; SCHIEMER, 1993; HEILER et al., 1995). Die Donau bringt bei Hochwasser bedeutende Nährstoff- und Schwebstoffmengen in das Ausystem ein (VAN DEN BRINK et al., 1993; HEILER et al.; 1995, HEIN et al., 1996). Mit sinkendem Donaupegel, oberflächiger Isolierung (Abkoppelung) von der Donau und abnehmender Fließgeschwindigkeit kommt es zur Sedimentation der Schwebstoffe und zur Ankurbelung der Produktion. Diese internen Prozesse führen zu einem raschen Einbau der anorganischen Nährstoffe in Biomasse.

Im Rahmen der hydrochemischen Untersuchungen werden die komplexen Interaktionen zwischen Nährstoffkonzentrationen, Schwebstofffrachten, hydraulischer Retention und Trophie erfaßt.

Dazu wurde einerseits eine großflächige **hydrochemische Kartierung** durchgeführt, andererseits an den 7 Hauptprobepunkten (P1 - P7, siehe Einleitung) eine **Mittel- bis Niederwassersituation im Spätsommer/Herst 1995** und **eine Mittelwassersituation mit zwei Hochwasserspitzen im Frühjahr 1996** bezüglich chemischer Parameter, Schwebstoffe und Kohlenstofffraktionen beschrieben. Diese Daten wurden mit den Licht- und Primärproduktionsdaten (Gruppe Primärproduktion), sowie mit Bakteriensekundärproduktionen und -biomassen (unveröffentlichte Daten von HEILER & HEIN, 1995/96) in Beziehung gebracht.

Mit Hilfe der hydrochemischen Charakterisierung zahlreicher Augewässer und Grundwasserbrunnen werden die hydrologischen Verhältnisse und generelle Trends im Durchflußregime während einer Mittelwassersituation im Augebiet beschrieben. Zusätzlich wird eine Klassifikation der Augewässer bezüglich ihrer Verbindung zur Donau vorgenommen.

Die wöchentliche Beprobung bei sinkendem Pegel (nach einem Hochwasser) im September/Oktober 1995 erlaubt Aussagen über das Ausmaß der Dotation, die nachfolgende Abkoppelung der verschiedenen Augewässer und Einbauprozesse auf unterschiedlichen trophischen Niveaus.

Im Frühjahr 1996 liegt der Schwerpunkt auf dem Zusammenhang von steigenden Temperaturen, beständigem Nährstoffeintrag bei Mittelwasser mit zwei Hochwasserspitzen und den Einbauaktivitäten im Freiwasser.

Aus den gesetzten Fragestellungen über "**Funktionelle Vorgänge**" wurden in unserem Arbeitskreis folgende Bereiche behandelt:

- ∨ Nährstoffdynamik (Eintrag und Umsetzung von Nährstoffen)
- ∨ Energiekreisläufe (Produktionsprozesse)
- ∨ Feststoffdynamik (Schwebstoffeintrag und Frachten)

1.1. Material und Methoden

Das Programm umfaßte Erhebungen im Freiland (Leitfähigkeit, Temperatur, Sauerstoffsättigungen, Pegelstände) sowie Analysen der Nährstoffe, ausgewählter geochemischer Parameter, des gelösten und partikulären Kohlenstoffs und der Schwebstofffraktionen im Labor.

Eine **hydrochemische Kartierung** erfolgte an 50 Probepunkten (inkl. Donau und Grundwasser); es wurden physikalische und chemische Parameter mit hydrologischem Indikatorwert (siehe Datenband) analysiert. Die Probenahme erfolgte am 26. März 1995. Die Daten wurden statistisch in Form einer hierarchischen Clusteranalyse ausgewertet (siehe Datenband).

Zu 16 **Mittel- und Niederwassersituationen** wurden die 7 Hauptstandorte in zwei Serien beprobt (Abb. 1). Die Probennahmen fanden von September bis Oktober 1995 und von April bis Juni 1996 in wöchentlichen Intervallen, in Abstimmung mit den Untersuchungen der Primärproduktion statt.

Tabelle 1: untersuchte Parameter und deren Grundlage

Temperatur	mit Oximeter (WTW/ OXI 96)
Leitfähigkeit	mittels Direktwiderstandsmessung eines Conductometers (WTW Lf 96) und automatischer Temperaturkompensation auf 25 °C
Sauerstoff	potentiometrisch (WTW/ OXI 96)
pH & Alkalinität	mit pH-Meter (Metrohm 651) und anschließender potentiometrischer Endpunktstiration
Phosphorfraktionen	photometrisch als O-Phosphormolybdänsäure, gelöster und Totalphosphor nach Schwefelsäure-Peroxid Aufschluß bestimmt (STRICKLAND & PARSONS 1972)
Nitrat	photometrisch als Nitrosalicylat (MÜLLER & WIDEMANN, 1955)
Nitrit	photometrisch als Azofarbstoff, N-Naphtyl -Methode (Ges. D.C., 1980)
Ammonium	photometrisch als Indophenolblau, Berthelot - Reaktion
Kjeldahl-N-Fraktionen	photometrisch als Indophenolblau nach Schwefelsäure - Peroxid Aufschluß (MÜHLHAUSER, 1986)
Trübe (Schwebstoffe)	vorbehandelte Filter (GF/F - zwei Stunden bei 490°C); nach Filtration über Nacht bei 95 °C trocknen; für Aschgewicht zwei Stunden bei 490 °C muffeln (GUNATILAKA, mündliche Mitteilung)
organischer Schwebstoffgehalt	Differenz Trockengewicht - Aschgewicht

Für die Analyse des partikulären und gelösten organischen Kohlenstoff (POC und DOC - particulate bzw. dissolved organic carbon) wird das Probenwasser durch vorgemuffelte (490 °C - 2 Std.) Whatman GF/F Glasfaserfilter filtriert und in vorgemuffelten Glasampullen bzw. die Filter bei -20°C bis zur Analyse aufbewahrt. Der gelöste organische Kohlenstoffgehalt wird mit einem Shimadzu TOC-5000 C-Analyser nach Behandlung der Proben mit CO₂ - freier Luft bestimmt. Zur Analyse wurde ein Platinkatalysator auf Quarz verwendet (Benner & Strom, 1993). Die Filter werden für die Analyse des POC verwendet.

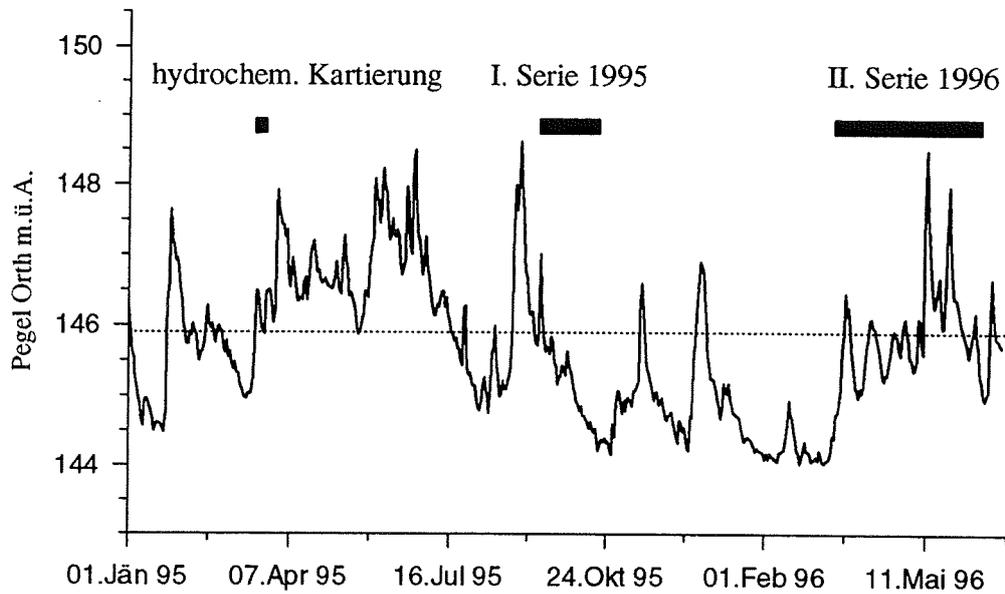


Abbildung 1: Wasserstand der Donau (Pegel Orth in m.ü.A.) von 1. Jänner 1995 bis 30. Juni 1996. Punktierte Linie stellt MW_{85} (lt. KWD 1985) als Referenz dar. Schwarze Balken markieren Zeiträume der Probenahmen.

Tabelle 2: Übersicht über die hydrologische Situation und die Untersuchungsschwerpunkte bei den verschiedenen Probenreihen.

Kartierung	Mittelwasser	Klassifikation der Augewässer, generelle Aflößtrends
I. Serie 1995	sinkender Pegel nach einem Hochwasserereignis	Ausmaß der Dotation, Einbauprozesse bei zunehmender Isolierung der Augewässer nach einem einmaligen Nährstoffeintrag
II. Serie 1996	Mittelwasser mit 2 Hochwasserereignissen	Einbauprozesse bei Mittelwasser mit beständigem Nährstoffeintrag und nach 2 Hochwasserspitzen, saisonaler Aspekt

2. Ergebnisse und Diskussion

2.1. Hydrologie

Die hydrologische Situation im Fluß-Ausystem ist aus Abb. 1 und Tabelle 2 ersichtlich. Die Messungen der Durchflußraten durch die Kastendurchlässe der Traversen im Verhältnis zum Donaupegel (Abb. 2) zeigen folgendes Bild:

Der mittlere Durchlaß der Traverse in Regelsbrunn wird auch noch bei niedrigen Pegelständen durchflossen. Die hohe Vernetzung zwischen Altarm und Donau über den Altarmausrinn führt jedoch zu Rückstauphänomenen, welche die größere Streuung der Durchflüsse bedingen ($r^2=0,57$).

Bei sehr niedrigen Donaupegeln fallen die Kastendurchlässe der Traversen "Haslau" und "Mitterhaufen" trocken. In Haslau gibt es eine hohe Korrelation ($r^2=0,71$) zwischen steigendem Pegel und Durchfluß. An der Traverse Mitterhaufen findet sich bei niedrigen Pegelständen kaum ein Zusammenhang zwischen Durchfluß und Pegel, mit steigendem Wasserstand kommt es jedoch zu einem sprunghafter Anstieg des Durchflusses.

2.2. Hydrochemische Kartierung

Die hierarchische Clusteranalyse (siehe Datenband) ermöglicht eine Klassifizierung der Gewässer anhand der Kombination der untersuchten Parameter (Temperatur, Leitfähigkeit, pH, Alkalinität, Sauerstoffsättigung, Nitrat, Silikat). Die Anzahl der Gruppen wurde auf fünf festgelegt, um eine **dem Abflußregime (bzw. Vernetzungsgrad) entsprechende chemische Typisierung einzelner Gewässerabschnitte** bei Mittelwasser durchzuführen (Abbildung 3): Die erste Gruppe setzt sich aus der Donau, der Fischa und den massiv dotierten Einströmbereichen zusammen. Diese Gewässer sind durch die niedrigsten Leitfähigkeits- und Alkalinitätswerte (geochemische Parameter) sowie durch die höchsten Nitratkonzentrationen charakterisiert. Es folgen die Gruppen zwei und fünf. In der zweiten Gruppen liegen die Hauptarmstandorte mit angeschlossenen Seitenverzweigungen, die stark von der Donau beeinflusst werden und daher im Vergleich mit den anderen Augewässern noch sehr hohe

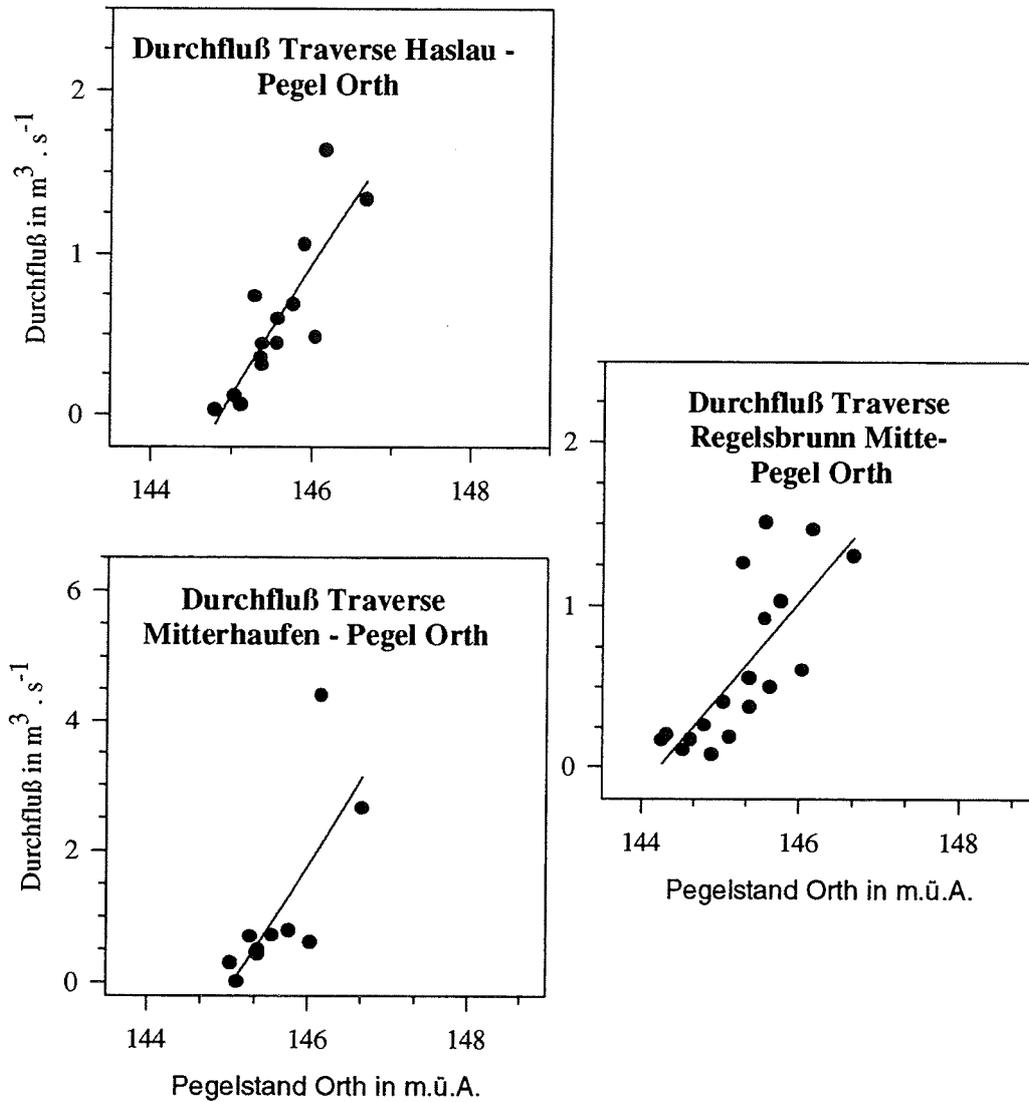


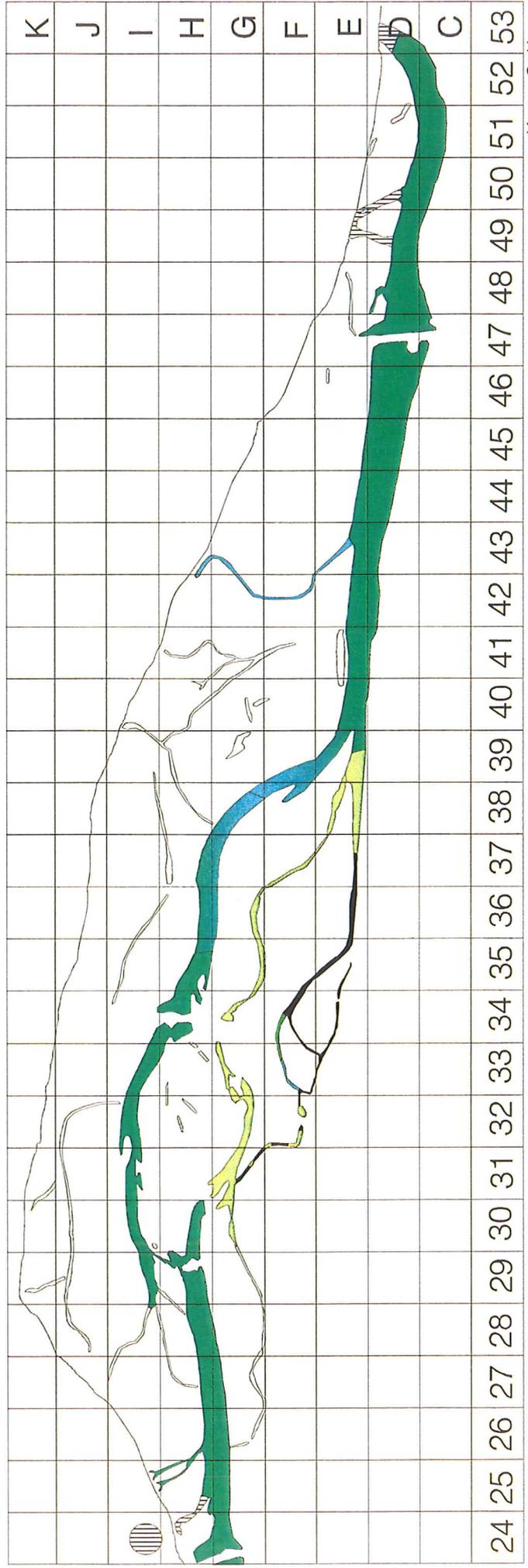
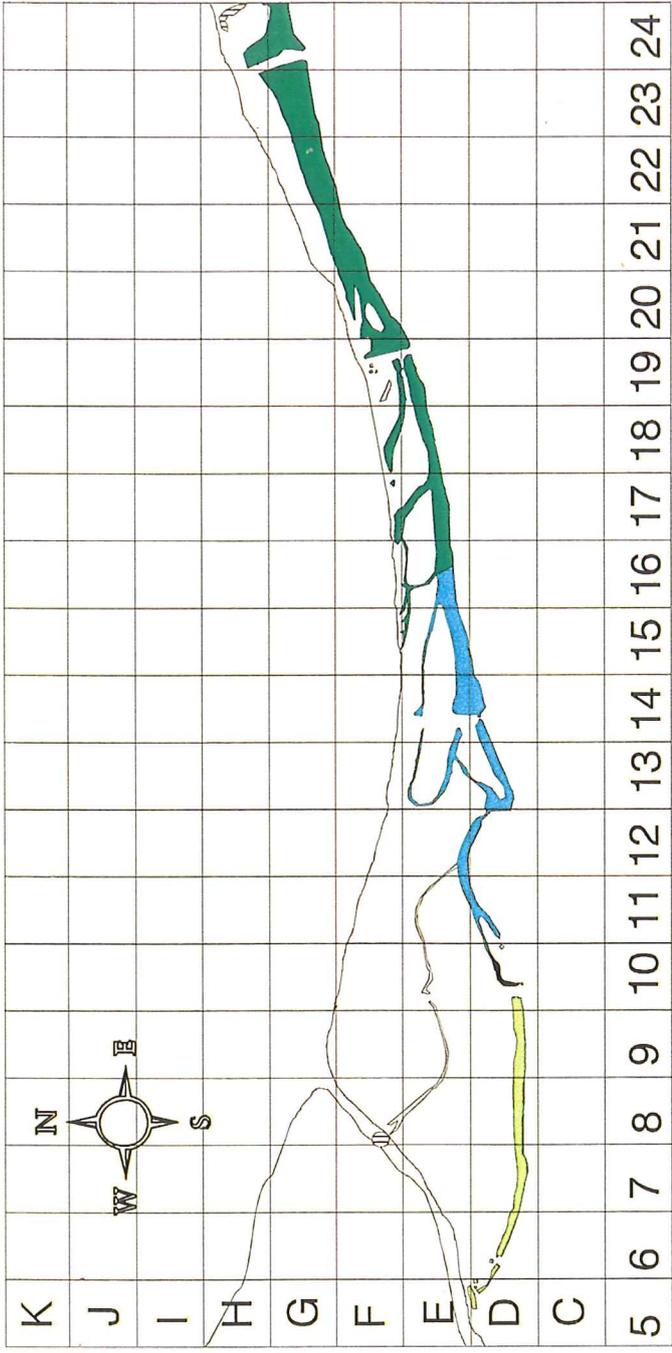
Abbildung 2: Durchflüsse durch die Traversen Haslau, Mitterhaufen und Regelsbrunn, gemessen in den Kastendurchlässen (1995 und 1996), in Abhängigkeit vom Pegel Orth (Donau).

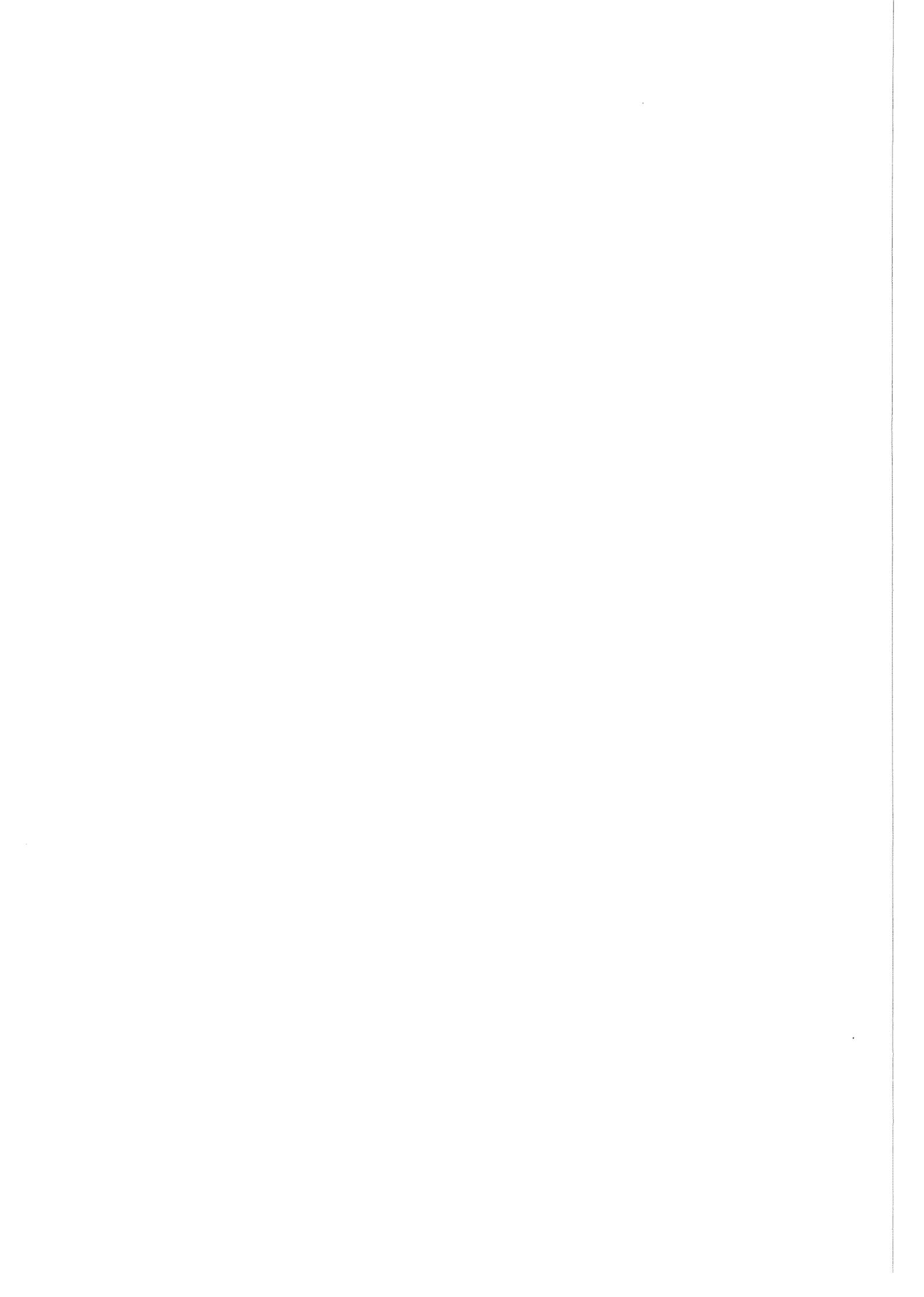
Gewässervernetzung: Maria-Ellend Regelsbrunn

Rasterfelder 200 x 200m

Gewässertypen Chemie

-  Gruppe 1
-  Gruppe 2
-  Gruppe 3
-  Gruppe 4
-  Gruppe 5





Nitratkonzentrationen und niedrige geochemische Werte aufweisen. Die Gewässer der Gruppe fünf sind neben erhöhten Nitratkonzentrationen durch geringere Alkalinitäten in Verbindung mit höheren Sauerstoffsättigungen charakterisiert. Der Eintrag eutrophierten Donauwassers bei höheren Retentionszeiten hat hier eine gesteigerte Produktivität zur Folge. In der dritten Gruppe, gekennzeichnet durch geringere Nitratkonzentrationen und hohe geochemische Werte, finden sich isoliertere Gewässerbereiche, die nicht in das Abflußgeschehen integriert sind. Die vierte Gruppe zeigt den stärksten Isolationsgrad vom Fluß. Der unterschiedliche Chemismus wird durch Eintrag von Hangwasser noch verstärkt. In diesen Auebereichen ist auch noch bei Mittelwasser der landseitige Zufluß von Bedeutung.

Die Verteilung der einzelnen Gewässergruppen über das Untersuchungsgebiet gibt Aufschluß über die Orientierung der wesentlichen Durchflußrichtung. Ausgehend von der Dotation des Auegebietes bei den Einströmbereichen ober- und unterhalb der Haslauer Traverse (Strom-km 1901,8) funktioniert der Hauptarm mit seinen angeschlossenen Seitenverzweigungen und der begleitende Grundwasserstrom (vgl. G33c und J34d) bis hin zum Ausrinn (Strom-km 1895,5) als Hauptdurchfluß. Seitlicher Eintrag von der Donau im Bereich des Mitterhaufens spielt bei Mittelwasser noch eine untergeordnete Rolle. Im Randbereich der Au stellt der phreatische Grundwasserzuzug eine wichtige Wasserzufuhr dar. Der Abschnitt im Bereich der Einleitung der Kläranlage Maria Ellend - Haslau (rd. 70 m³ pro Tag) spiegelt die lokale Belastung (lt. Bericht NÖ Umweltschutzanstalt 1995) wider. Bei niederen Wasserständen kommt es daher zu erhöhten Nährstoffkonzentrationen im Hauptarm oberhalb der Haslauer Traverse.

2.3. Dotation, Nährstoffeintrag und Einbauprozesse im Ausystem entsprechend der hydrologischen Situation.

2.3.1. Vergleiche der Mittelwerte an den 7 Hauptstandorten

Der Orthophosphat- und Ammoniumgehalt zeigen im Spätsommer/Herbst 1995 generell höhere Werte als im Frühling 1996, wobei in den Augewässern die größten jahreszeitlichen Unterschiede analysiert wurden: am Standort P4 wurden Orthophosphatkonzentrationen im Verhältnis 6:1 zwischen 1995 und 1996 gemessen, am Standort P3 Ammoniumkonzentrationen im Verhältnis 4:1 (Tab. 3). Die Siliziumkonzentrationen zeigen einen

ähnlichen Trend mit etwas geringeren Unterschieden zwischen 1995 und 1996. Die beständige Dotation während der Probennahmen 1996 führt zu einem umgekehrten Verhältnis in den Nitratgehalten: im Hauptarmbereich (P2 bis P4) wurden 1996 ca. doppelt so hohe Konzentrationen wie 1995 analysiert; in den abgedämmten Bereiche (P5 und P6) zeigen sich geringere Unterschiede. Bei den gelösten Fraktionen (P, N und K) liegen die Herbstwerte im Vergleich höher, bei den Totalfraktionen (P, N und K) die Frühjahrswerte. Die höheren Pegelstände im Frühjahr 1996 bedingen auch erhöhte Gehalte an suspendierten Partikeln; höhere organische Gehalte konnten ebenso 1996 gemessen werden.

Diese Verhältnisse lassen den Schluß zu, daß die beständige Nährstoffzufuhr zusammen mit steigender Temperatur im Frühjahr 1996 in den Aubereichen effektiv in Biomasse umgesetzt werden kann; Orthophosphat und Silizium werden sehr rasch inkorporiert. Das Hochwasserereignis im Spätsommer 1995 führte zu einem Nährstoffeintrag in das Ausystem. Der Einbau in Biomasse geschieht zeitverzögert mit sinkendem Pegel.

Der gelöste organische Kohlenstoffgehalt (DOC) schwankt im Mittelwertvergleich der beiden Serien kaum, mit Ausnahme von Standort P5: dieser zeigt im Frühjahr 1996 deutlich höhere Konzentrationen. Die DOC Konzentrationen lassen zum jetzigen Zeitpunkt keinen Zusammenhang mit dem Abflußregime der Donau erkennen. Die gelösten Kohlenstoffgehalte der Donau liegen in vergleichbaren Bereichen anderer europäischer Flüsse (CELLOT & ROSTAN, 1993).

Mit steigender räumlicher Isolation (abnehmender Vernetzung) der Standorte nimmt der relative Anteil des organischen Gehaltes der Schwebstoffe zu (Abb. 4). Die isolierten Standorte P5 und P6 zeigen die höchsten, die beiden Flüsse (Donau P1 und Fischa P7) durchwegs die minimalsten Anteile und die Werte an den Hauptarmstandorten liegen dazwischen. Grundsätzlich sind die organischen Anteile im Ausystem bei Niederwasser (geringe Vernetzung) am höchsten, nach einem Hochwasser am niedrigsten; bei Mittelwasser spiegelt sich die lokale Vernetzung bzw. Isolation in den Werten wider, z.B. niedrige Gehalte am Standort P4, der über den Altarmausrinn mit der Donau verbunden ist.

Tabelle 3: Mittelwerte, maximale und minimale Werte ausgewählter Parameter aller Standorte

Standort		P-PO4 µg.l ⁻¹	Si-SiO4 mg.l ⁻¹	N-NH4 µg.l ⁻¹	N-NO3 µg.l ⁻¹	gel. P µg.l ⁻¹	Total-P µg.l ⁻¹	gel. Kt-N µg.l ⁻¹	tot. Kj-N µg.l ⁻¹	gel. org. K. mg.l ⁻¹	sus. Partikel mg.l ⁻¹	Organ. Gehalt		part. org. K. mg.l ⁻¹
												mg.l ⁻¹	%	
P1 Donau	Mittelwert	36,5	2,78	102,2	2239,8	38	101	272	410	3,47	36,53	4,91	23	2,00
	min. Wert	2,6	2,5	5,5	203,7	14	62	130	220	2,03	10,06	3,06	5	1,27
	max. Wert	50	2,9	205	2539	57	168	360	700	6,72	83,86	7,60	39	3,15
	Mittelwert	23,3	2,00	86,0	2798,2	43	99	283	467	2,92	20,17	4,80	25	1,99
	min. Wert	3	1,2	10	2141	10	75	190	310	2,08	12,38	3,02	16	1,25
	max. Wert	41	2,9	180	3777	95	145	420	650	4,27	31,74	7,30	36	3,03
P2 (Has.ob)	Mittelwert	29,6	2,55	47,2	834,5	29	59	228	340	2,82	9,75	3,39	35	1,41
	min. Wert	3	1,2	2	195	9	42	180	210	2,40	5,64	1,94	30	0,81
	max. Wert	56	3,5	118	1401	45	82	300	560	3,56	18,90	6,22	47	2,58
	Mittelwert	9,3	1,92	20,0	1612,3	25	67	229	488	2,85	12,36	5,18	45	2,15
	min. Wert	1	0,9	0	698	10	40	190	310	2,29	6,84	2,72	20	1,13
	max. Wert	45	3,7	100	2660	95	100	290	720	4,48	24,33	7,60	62	3,15
P3 (Mit.ob.)	Mittelwert	34,3	2,59	56,6	851,9	26	54	225	310	2,79	7,38	2,75	39	1,14
	min. Wert	4	1,7	11	97	10	40	140	220	1,80	4,42	1,90	28	0,79
	max. Wert	59	3,6	148	1406	35	73	300	420	3,93	11,44	4,02	50	1,67
	Mittelwert	5,5	1,56	14,0	1561,7	14	66	219	510	2,66	13,79	5,76	42	2,39
	min. Wert	1	0,9	0	955	5	50	170	380	2,14	9,00	3,36	36	1,39
	max. Wert	38	3,5	100	2863	50	90	280	630	3,05	22,73	10,04	49	4,17
P4 (Reg.ob.)	Mittelwert	18,1	2,47	46,6	661,1	14	42	190	318	3,00	7,45	2,89	44	1,20
	min. Wert	1	1,6	5	107	7	24	80	210	2,20	0,72	0,55	26	0,23
	max. Wert	41	3,4	147	1376	21	71	310	410	5,04	10,44	4,24	76	1,76
	Mittelwert	3,1	1,67	34,0	1422,4	9	63	238	496	2,57	17,75	5,63	34	2,34
	min. Wert	1	1,1	10	910	5	45	170	360	2,05	10,58	3,82	23	1,59
	max. Wert	18	3,5	70	2893	25	95	280	600	3,29	33,18	8,98	42	3,73
P5	Mittelwert	15,7	5,34	12,4	578,0	11	28	130	207	1,95	5,15	2,55	52	1,06
	min. Wert	2	3,7	0	217	9	20	80	130	1,27	2,08	0,81	39	0,34
	max. Wert	42	6,3	27	951	16	46	180	290	2,61	13,44	5,40	68	2,24
	Mittelwert	5,0	3,31	19,0	795,4	11	36	198	359	3,03	6,04	3,41	59	1,42
	min. Wert	0	0,9	0	105	5	20	110	140	1,79	4,44	2,08	29	0,86
	max. Wert	21	7,0	40	2500	25	75	300	590	6,80	8,86	5,36	87	2,22
P6 (M.Ell.)	Mittelwert	6,2	1,84	21,3	950,1	13	66	318	642	3,40	9,04	5,05	54	2,09
	min. Wert	2	0,7	5	122	6	33	240	410	2,74	5,12	2,36	37	0,98
	max. Wert	17	2,7	49	1944	20	109	460	1000	4,02	10,90	7,80	72	3,24
	Mittelwert	3,4	0,78	7,0	965,3	14	74	226	527	2,87	13,35	6,51	49	2,70
	min. Wert	0	0,0	0	100	5	45	150	370	1,81	6,30	3,76	40	1,56
	max. Wert	8	2,1	20	2893	25	110	360	650	4,62	17,89	11,51	64	4,78
P7 (Fischa)	Mittelwert	47,6	3,14	64,0	3084,0	34	87	267	388	4,10	15,20	4,28	32	1,78
	min. Wert	41	2,9	36	2809	13	61	180	260	1,56	3,84	1,26	22	0,52
	max. Wert	66	3,3	90	3274	49	130	420	660	10,83	38,00	8,34	43	3,46
	Mittelwert	40,6	2,89	86,0	3567,0	52	96	256	383	2,59	24,56	5,42	24	2,25
	min. Wert	31	2,1	40	3325	35	70	210	300	1,76	12,22	3,09	16	1,28
	max. Wert	49	5,8	150	4243	75	175	350	530	3,48	70,85	13,30	35	5,52

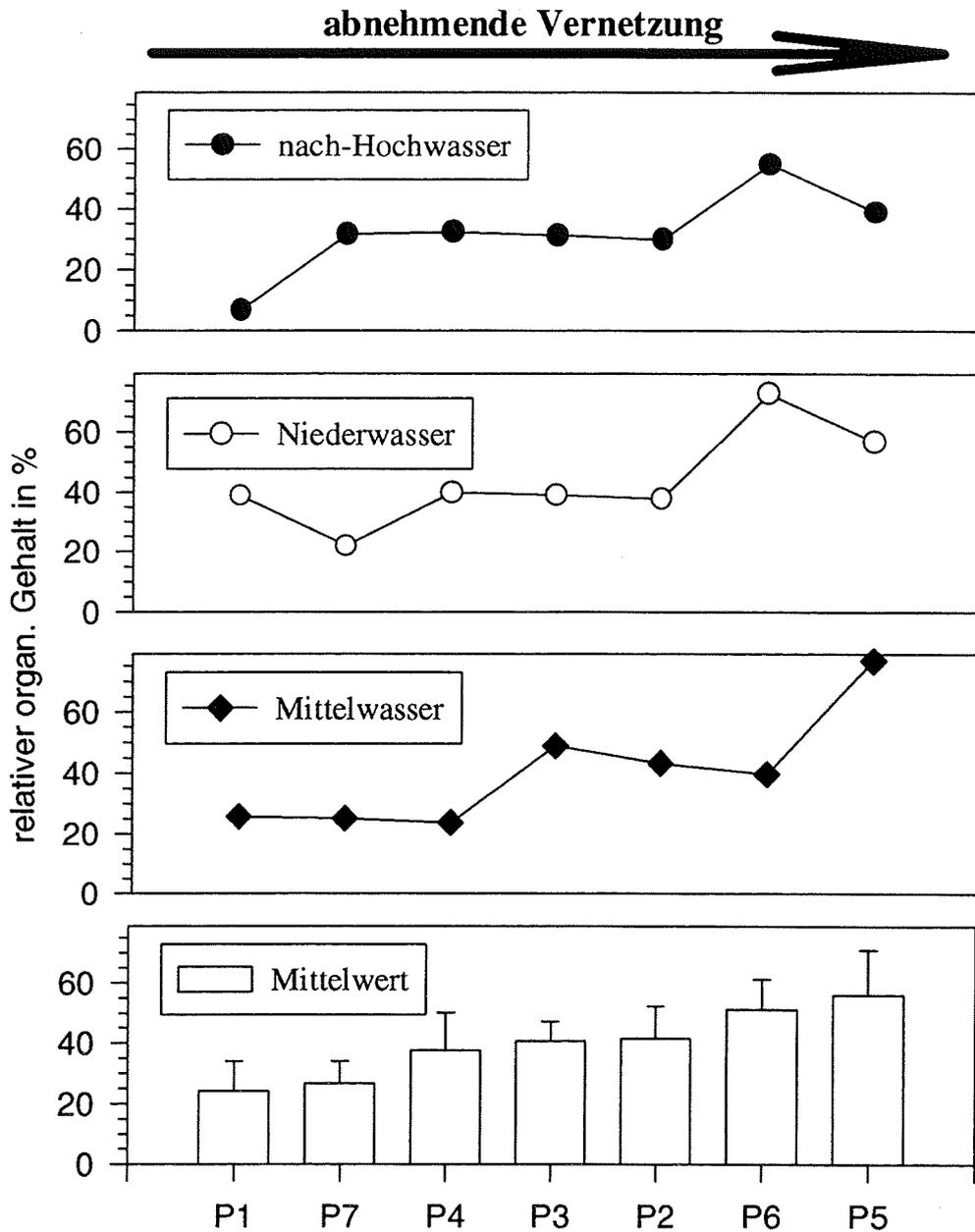


Abbildung 4: Mittelwerte und Standardabweichungen des prozentuellen Anteils des organischen Gehaltes an den Schwebstoffen beider Probenserie (1995 und 1996) an allen 7 Hauptstandorten. Drei spezielle hydrologische Situationen wurden getrennt dargestellt. Die Anordnung der Hauptstandorte erfolgte aufgrund der hydrologischen Vernetzung mit der Donau (P1).

2.3.2. Zeitliche Verläufe chemischer Indikatorparameter (Nitrat, Alkalinität)

Die Nitratkonzentrationen (Abb. 5a) der Donau (P1) bewegen sich während der Probenserie 1995 zwischen 2000 und 2500 $\mu\text{g/l}$ und liegen damit deutlich höher als in den Gewässern des Ausystems. Dort nehmen die Konzentrationen 1995 mit Fortdauer der Beprobung ab, wobei die Werte im Hauptarm (P4) zu Beginn der Probenahmen aufgrund längerer Verbindung mit der Donau höher liegen als im isolierteren Seitenarm (P5). Das rasche Absinken an beiden Standorten lässt sich mit zunehmender Isolierung von der Donau, Einbau des Nitrats in Biomasse und Denitrifikation erklären. Während der Mittelwassersituation im Frühling 1996 lassen sich drei Niveaus der Nitratkonzentrationen unterscheiden (Abb. 5b): hohe Werte (2000 - 3800 $\mu\text{g/l}$) in der Donau; sehr niedrige Konzentrationen (100 - 170 $\mu\text{g/l}$) im isolierten Gewässer P5; intermediäre Werte (1000 - 1500 $\mu\text{g/l}$) am Hauptarmstandort P4.

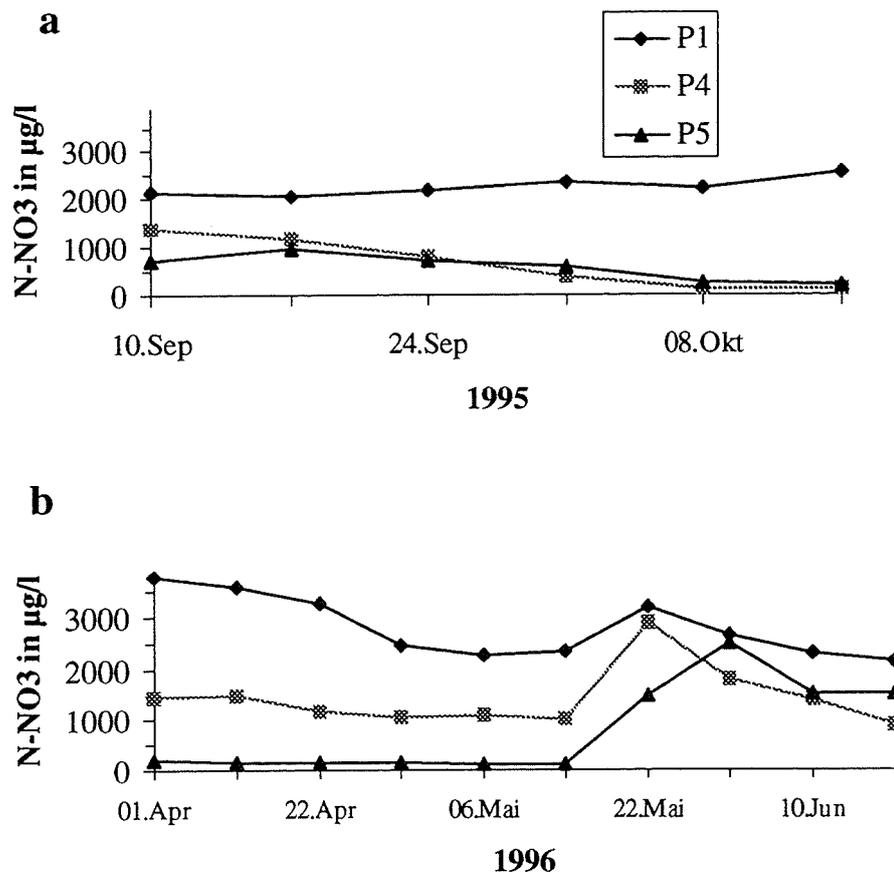


Abbildung 5: a) Verlauf der Nitratkonzentrationen an 3 Standorten über die I. Probenserie 1995. b) Verlauf der Nitratkonzentrationen an 3 Standorten über die II. Probenserie 1996.

Durch die Hochwasserereignisse in der zweiten Maihälfte steigen die Nitratwerte im Ausystem auf Donauniveau, wobei sich die Dotation im Hauptarm früher auswirkt (22. Mai 1996) als am isolierten Standort P5 (4. Juni 1996).

Die Donau (P1) ist durch sehr geringe, der isolierte Standort (P5) durch sehr hohe Alkalinitäten (Abb. 6a und 6b) in beiden Jahren charakterisiert. Die Werte im Hauptarm (P4) nehmen eine intermediäre Stellung ein. Schwankungen in den Werten hängen mit wechselnder Verbindung zwischen Donau und Ausystem zusammen, wobei hohe Vernetzung ein Absinken der Werte bedingt und umgekehrt. Die Alkalinität kann jedoch auch durch geänderte Aktivität der Primärproduktion beeinflusst werden: so kann z.B. niedrige Primärproduktion der Grund für den hohen Alkalinitätswert am 4. Juni am Standort P5 sein.

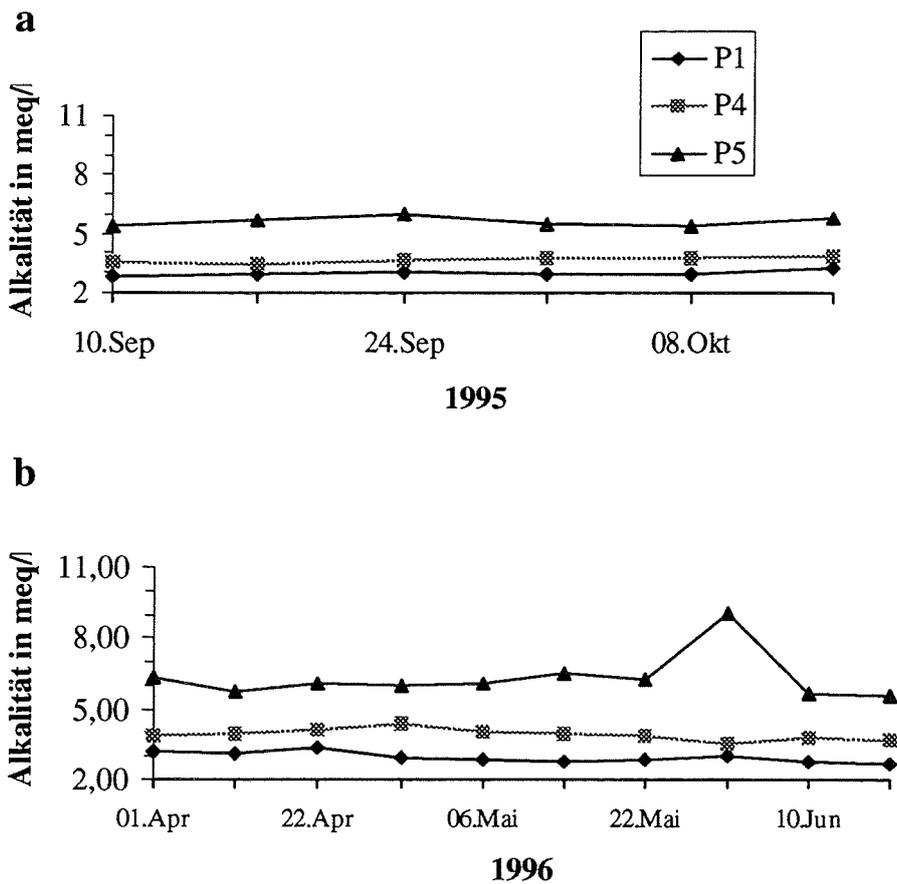


Abbildung 6: a) Verlauf der Alkalinitäten an 3 Standorten über die I. Probenserie 1995. b) Verlauf der Alkalinitäten an 3 Standorten über die II. Probenserie 1996.

2.3.3. Bakteriensekundärproduktion und -biomasse

Aquatische Bakterien nutzen gelöstes organisches Material (dissolved organic matter = DOM bzw. DOC) als Kohlenstoff- und Energiequellen. Wichtige DOC Quellen sind Exkretion durch lebendige Organismen, Autolyse und mikrobieller Abbau von abgestorbenen Organismen sowie allochthoner Eintrag. Ein wichtiger Prozeß ist das Ausscheiden von DOC bei der Photosynthese durch das Phytoplankton (Exudate).

Während der Probenserie 1995 folgte nach sehr geringen **Bakteriensekundärproduktionen** in den ersten 3 Wochen ein sprunghafter Anstieg (Abb. 7a). Das bedeutet, daß nach einem Hochwasser das Bakterienwachstum limitiert ist. Mit sinkendem Pegel und fortschreitender Isolation der einzelnen Augewässer sowie der Zunahme der Phytoplanktonbiomasse und ihrer Produktion (siehe Kapitel Phytoplankton) verbessert sich die Situation für die Bakterienproduktion zufolge der erhöhten DOC Ausscheidung.

Im Jahre 1996 (Abb. 7b) sind Anfang April die niedrigen Temperaturen (deutlich unter 10°C) für die geringe Bakterienproduktion verantwortlich. Mit steigender Temperatur, Phytoplanktonbiomasse und Primärproduktion bei relativ konstantem Pegel nehmen die Produktionswerte bis Ende April zu und gehen Anfang Mai zurück; starke Einbrüche gibt es im Zusammenhang mit den Hochwasserspitzen Mitte Mai. Der Standort P4 zeigt zumeist die höchsten Produktionsraten und erholt sich auch nach der Hochwasserperiode am schnellsten. Der Standort P5 wird am stärksten durch die Hochwasserspitzen beeinflusst; erst gegen Ende der Serie werden wieder hohe Aktivitäten gemessen.

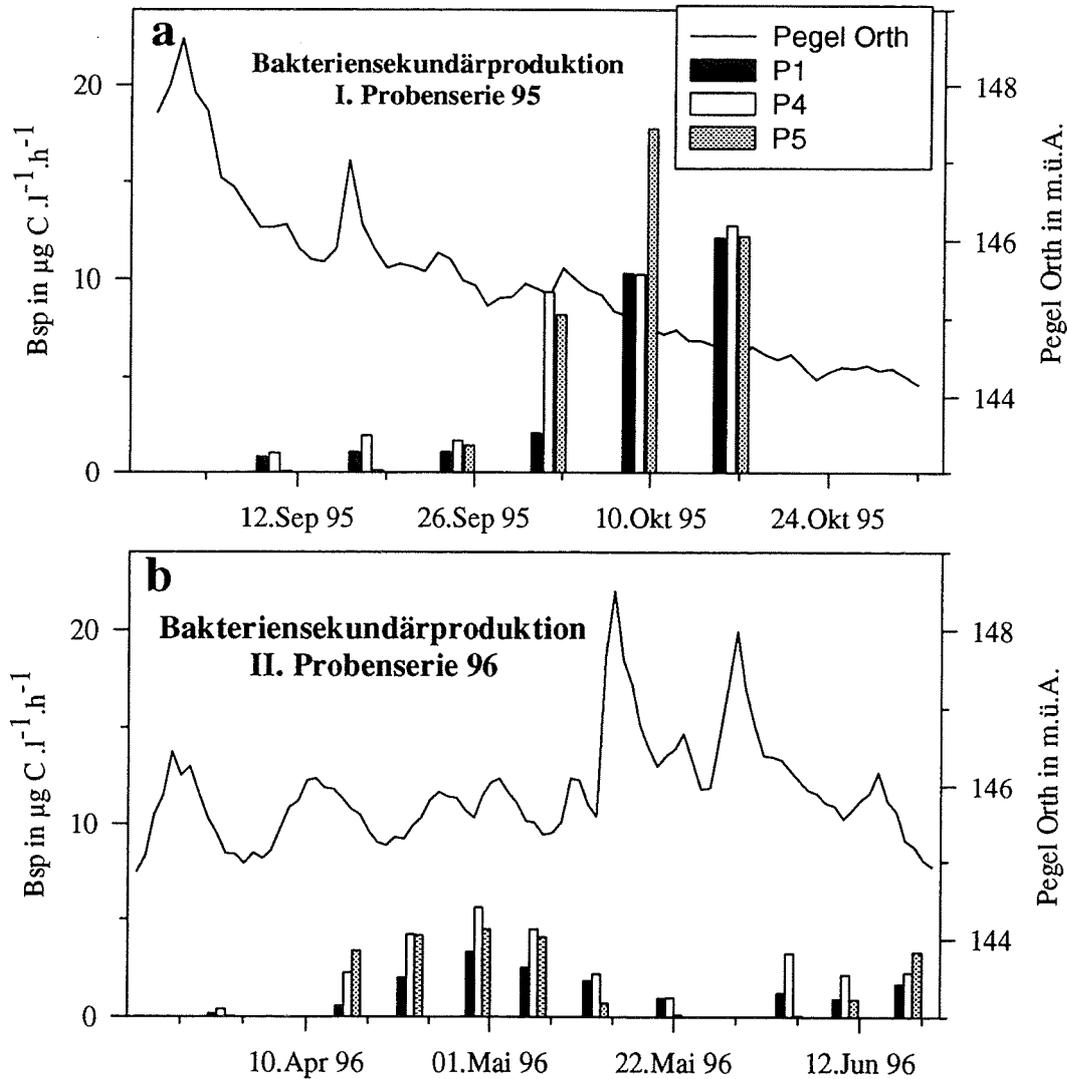


Abbildung 7: a) Bakteriensekundärproduktion an 3 Standorten über die I. Probenserie 1995. Die Linie entspricht dem Wasserstand der Donau (Pegel Orth) während diesem Zeitraum. b) Bakteriensekundärproduktion an 3 Standorten über die II. Probenserie 1996. Die Linie entspricht dem Wasserstand der Donau (Pegel Orth) während diesem Zeitraum.

Vergleicht man die **Bakterienbiomassen** mit den Produktionen im Verlauf der Probennahmen am Standort P3 (Abb. 8), so zeigt sich 1995 für die ersten 3 Termine nach dem Hochwasser, daß die geringe Produktion mit geringerer Bakterienbiomasse zusammenfällt. In der vierten

Woche steigt die Biomasse auf das ca. 4-fache an und schwankt bis zum Ende der Messungen um $90 \mu\text{g}$ Kohlenstoff pro Liter bei sinkendem Pegel. Die Produktionsraten nehmen um eine Woche verzögert stark zu. Im Jahre 1996 steigt die Biomasse bei konstanten Wasserständen und steigender Temperatur, nimmt bei hohen Wasserständen ab und erreicht bis zum Ende der Probenahme nicht mehr die Werte, die vor dem Hochwasser erreicht wurden. Die Werte der Bakterienbiomassen schwanken in beiden Jahren in den selben Bereichen, während bei den Produktionsraten auffällt, daß der Maximalwert vom 16. Oktober 1995 im Jahre 1996 bei weitem nicht erreicht wird. Es zeigt sich, daß die Bakterienbiomassen auch nach Hochwasserereignissen geringeren Schwankungen unterliegen (gehen bei Hochwasser maximal auf $1/3$ zurück), während die Produktionsraten sehr stark beeinflusst werden (gehen bei Hochwasser bis auf $1/10$ zurück).

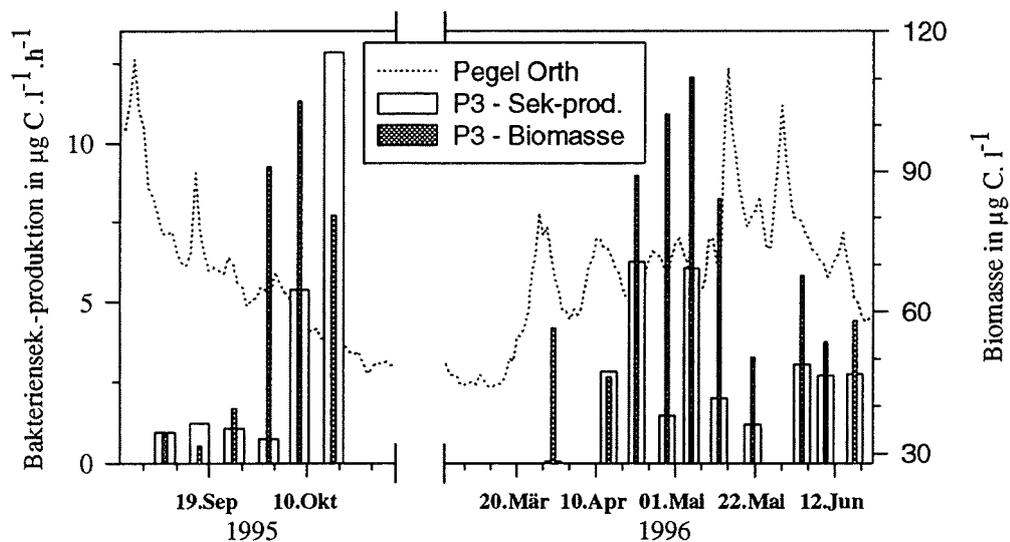


Abbildung 8: Bakteriensekundärproduktion und Biomasse am Standort P3 über die I. und II. Probenreihe. X-Achse im Zeitraum zwischen 1. November 1995 und 29. Februar 1996 unterbrochen. Punktierte Linie stellt Wasserstand der Donau (Pegel Orth) dar, wobei Skalierung nicht eingezeichnet wurde (vgl. Abb. 7a und 7b).

3. Literatur

- BENNER, R. & M. STROM (1993): A critical evaluation of the analytical blank associated with DOC measurements by high-temperature catalytic oxidation.- *Mar. Chem.* **41**: 153-160.
- CELLOT, B. & J.C. ROSTAN (1993): Dissolved organic carbon dynamics in the upper Rhone: the influence of side-arms.- *Reg. Rivers: Research and Management* **8**, 391-397.
- FORSBERG, B. R., DEVOL, A. H., RICHEY, J. E., MARTINELLI, L. A. & H. DOS SANTOS (1988): Factors controlling nutrient concentrations in Amazon floodplain lakes.- *Limnol. Oceanogr.* **33**, 1: 41-56.
- GESELL. DEUTSCHER CHEMIKER (1980): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser- Abwasser- und Schlammuntersuchung.- Verlag Chemie.
- HEILER, G. (1993): Hochwasserdynamik und hydrologische Vernetzung als steuernde Faktoren für die Ökologie von Ausystemen.- Dipl. Univ. Wien.
- HEILER, G., HEIN, T., SCHIEMER F. & G. BORNETTE (1995): Hydrological connectivity and flood pulses as the central aspects for the integrity of a river-floodplain system.- *Regulated Rivers: research and Management* **11**: 351-361.
- HEIN, T. (1993): Hydrologische Vernetzung - Schlüsselfaktor für Auensysteme ? Hydrochemische und Zooplanktische Kennzeichnung der Regelsbrunner Au in Abhängigkeit zur Vernetzung mit der Donau und dem Grundwasser.- Dipl. Univ. Wien.
- HEIN, T., SCHAGERL, M., HEILER, G. & F. SCHIEMER (1996): Chlorophyll-a and hydrochemical dynamics in a backwater system of the Danube controlled by hydrology.- *Arch. Hydrobiol.*, in press.
- JUNK, W. J., BAYLEY, P. B. & R. E. SPARKS (1989): The flood pulse concept in river-floodplain systems. in Dodge, D. P. (Ed.).- *Proceedings of the International Large River Symposium Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.* **106**: 110-127.
- MÜHLHAUSER, H., SOTO L. & P. ZAHRADNIK (1986): Improvement of the Kjeldahl method for total nitrogen including acid-hydrolyzable phosphorus in freshwater ecosystems.- *Int. J. of Environ Anal. Chem.*, 25f.
- MÜLLER, R. & O. WIDEMANN (1955): Die Bestimmung des Nitrations in Wasser.- *Vom Wasser* **22**: 247-271.
- SCHIEMER, F. (1993): Monitoring of floodplains: limnological indicators. in Aubrecht, G., Dick, G., and Crawford, P. (Eds.).- *International Wetland and Waterfowl Bureau* **30**: 95-107.
- SCHMIDT, G. W. (1973): Primary production of phytoplankton in three types of Amazonian waters.- *Amazoniana* **4**: 139-203.
- STRICKLAND, J. D. H. & T. R. PARSONS (1972): A practical handbook of seawater analysis.- *Bull* **167**, Fish. Res. Board Can., 310pp.

Phytoplankton

Michael SCHAGERL und Patricia RIEDLER

1. Einleitung

Obwohl der österreichische Donauabschnitt noch Gebirgsflußcharakter hat (WAWRIK 1962), ist eine autochthone Potamoplanktonentwicklung eindeutig nachgewiesen worden (KISS & NAUSCH 1987, WAWRIK 1962). Das Plankton von Fließgewässern findet nur kurze Retentionszeiten, schlechte Lichtverhältnisse, ständige Turbulenz (keine thermischen Schichtungen) und mechanische Belastung vor, Nährstofflimitation in Flüssen tritt nur selten auf (DESCY 1993). Durch die hohe anorganische Trübe finden Algen schlechte Lichtverhältnisse vor. Während in stehenden Gewässern häufig Nährstofflimitation (Phosphor, Stickstoff) anzutreffen ist, sind Potamoplankter oft lichtlimitiert.

Eine Population kann nur dann aufgebaut werden, wenn ihre Nettowachstumsrate (einschließlich Verlusten) die Auswaschungsrate übersteigt. Potamoplankton besteht daher im wesentlichen aus r-Strategen mit hohen Wachstumsraten (REYNOLDS 1994). Nur bei sehr geringen Auswaschungsraten können zunehmend K-Strategen wie fädige Cyanobakterien auftreten (DESCY 1993, KÖHLER 1993). Im Donaustrom dominieren mit zentrischen Kieselalgen r-Strategen (HOLAREK et al 1996). Das Vorherrschen dieser Algengruppe ist für temperate, nährstoffreiche Flüsse typisch (DESCY 1987 & 1993, KÖHLER 1994, MOSS & BALLS 1989, SCHMIDT 1994).

In Augewässersystemen kann es in Abhängigkeit von der Hydrologie zu kurzzeitigen Stagnationen kommen. Die damit verlängerte Retentionszeit wirkt sich auf die pelagischen Lebensgemeinschaften aus, das Plankton unterscheidet sich dann grundlegend von jenem aus dem Flußsystem.

In dynamischen Augewässern ist der Durchfluß ein Schlüsselparameter für die Algengemeinschaften und die Primärproduktion. Hochwasserereignisse wirken als Störungen

(„external disturbances“, DESCY 1993). Sie bedingen einen Rückschritt zu früheren Sukzessionsstadien (GARCIA DE EMILIANI 1993). Die oberflächige Anbindung der Seitenarme an den Hauptstrom bringt einerseits Nährstoffe, andererseits führt die miteingebrachte hohe anorganische Trübe zu äußerst schlechten Lichtbedingungen. Mit der oberflächigen Abkopplung vom Hauptstrom treten zunehmend autogene Steuerfaktoren in den Vordergrund (Nährstofflimitation, Konkurrenzdruck, Grazing, Parasitismus).

Mit hohen Pegelständen steht mehr Wasser für die pelagische Produktion zur Verfügung, aber damit gekoppelt sind auch höhere Lichtattenuationen. Die vertikalen Produktionsprofile sind wegen der raschen Lichtabschwächung zusammengestaucht (GROBBELAAR 1989). Da die Altarme durchmischt sind, steigt mit höheren Wasserständen auch die Durchmischungstiefe. Das Verhältnis zwischen euphotischer und aphotischer Zone gekoppelt mit der Durchmischungstiefe werden als wichtigste produktivitätssteuernde Faktoren in trüben Gewässern angesehen (COLE et al. 1992, DOKULIL 1994, GROBBELAAR 1985, 1989). Mit Abnahme der Pegelstände vermindert sich auch der Durchfluß. Die damit verbundene Verlängerung der Aufenthaltsdauer im Ausystem führt zum Absedimentieren von anorganischen Partikeln. Algen finden nun optimale Licht- und Nährstoffverhältnisse vor. Die Biomasse steigt stark an, die Produktivität erreicht ihr Maximum. Bei weiterer Absenkung des Wasserspiegels kann Nährstofflimitation auftreten, auch Fraßdruck durch Zooplankton und Parasitismus verringern die pelagische Produktivität. In zunehmendem Maße gewinnt nun das Phytobenthos an Bedeutung.

2. Material und Methoden

Zu zwei Untersuchungsperioden wurden in Abhängigkeit vom Wasserstand des Donaustromes Studien zur Phytoplanktongemeinschaft und der pelagischen Primärproduktion durchgeführt. An folgenden Terminen fanden die Untersuchungen statt:

Herbst 1995 - Mittel- bis Niederwasser

10.9., 17.9., 24.9., 1.10., 8.10., 16.10.1995

Frühjahr 1996 - Mittelwasser mit einer Hochwasserspitze

22.4., 30.4., 6.5., 13.5., 22.5.1996

Folgende Probenpunkte wurden in Abstimmung mit den anderen Arbeitsgruppen untersucht (Lageplan siehe Hydrochemie):

P1 - Donaustrom als Referenz

P2 - Regelsbrunner Arm - Haslauer Traverse

P3 - Regelsbrunner Arm - Höhe Mitterhaufen

P4 - Regelsbrunner Arm - Regelsbrunner Traverse

P5 - Seitenarm im Bereich des „Schwarzen Loches“ (Höhe Mitterhaufen)

Im Freiland wurden an den Probepunkten Lichtmessungen im Vertikalprofil durchgeführt (Fa. LI-COR, LI 1000 mit Flachkopfsensor, Messung in $\mu\text{mol Photonen PhAR.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$). Neben Oberlichtwerten wurde auch das Unterlicht erhoben.

Aus den Lichtdaten wurde der mittlere vertikale Attenuationskoeffizient berechnet, der ein Maß für die Lichtabschwächung in der Tiefe darstellt:

$$\epsilon = (\ln(I_0) - \ln(I_z)) * (1/z)$$

ϵ ...vertikaler Attenuationskoeffizient, I_0 ...Strahlung an der Oberfläche, I_z ...Strahlung in der Tiefe z , z ...Tiefe

Für Produktivitätsberechnungen wurde die Kompensationsebene mit 1% der Oberflächenintensität angenommen (Kompensationsebene = $4,6052/\epsilon$).

An den Probepunkten wurden Wasserproben entnommen und ins Labor gebracht. Nach Abfüllen in genormte Glasflaschen wurde unter definierten Licht- und Temperaturbedingungen die Primärproduktion ermittelt (WINKLER-Methode, elektrochemische Titration). Die Temperatur in der Klimakammer wurde den Freilandtemperaturen angepaßt. Die Ergebnisse wurden in Kohlenstoff umgerechnet (Faktor: 0.375, photosynthetischer Quotient = 1,2, Respirationsquotient = 1,0, WETZEL & LIKENS 1990).

Neben der graphischen Darstellung von P-I-Kurven wurden die ermittelten Produktionsraten in ein nichtlineares Regressionsmodell von JASBY & PLATT (1976) eingesetzt:

$$P = P_{\max} * \tanh(I * \alpha / P_{\max})$$

P...aktuelle Bruttoproduktion, P_{\max} ...Maximale Produktionsrate, I...aktuelle Einstrahlung, α ...Anfangsanstieg

Aus diesem Modell wurde der Anfangsanstieg α , der ein aussagekräftiger Parameter für die Lichtausbeute unter niedrigen Lichtintensitäten ist, sowie die maximale Photosyntheserate berechnet. Auftretende Lichthemmungen im Labor wurden in der Modellberechnung nicht berücksichtigt. Lichthemmungen im Starklichtbereich stellen Artefakte dar, die durch lange Expositionszeiten entstehen (HENLEY 1993).

Die Division von P_{\max} / α ergibt I_k . Die Lichtintensität I_k kennzeichnet den Übergangsbereich von der Lichtlimitation zur Lichtsättigung. I_k gibt Auskunft über den Adaptationszustand des Phytoplanktons.

Die spezifischen Produktionsraten wurden auf Chlorophyll-a bezogen.

Berechnung der potentiellen Produktivität im Freiland aus den Labordaten: Für die Ermittlung der Brutto- und Nettoproduktivität wurden Globalstrahlungsdaten (ZAMG, Meßstelle Fischamend) in Phar (Photosynthetically Active Radiation) Unterwasserstrahlung umgerechnet (mittlerer täglicher Lichtgenuß). Für die Umrechnung von Globalstrahlung in PhAR wurde ein Faktor von 0.46 herangezogen (KOHL & NIKLISCH 1988, WETZEL & LIKENS 1990), der Reflexionsverlust an der Gewässeroberfläche wurde mit 5% angenommen (WETZEL & LIKENS 1990).

Aus den vertikalen Attenuationskoeffizienten wurde der mittlere tägliche Lichtgenuß (siehe oben) in verschiedenen Tiefen berechnet (cm-Schritte). Aus den Labordaten wurde die Bruttoproduktion für gegebene Lichtintensitäten ermittelt. Durch Vergleich der so berechneten Daten konnte für die Lichtintensität in der jeweiligen Tiefe die Produktion zugeordnet werden. Für die Kalkulation der flächenbezogenen Primärproduktion (m^2) wurden danach die in cm-Schritten berechneten Bruttoproduktionen bis zu folgenden Tiefen aufaddiert:

- 1m Tiefe (Bruttoproduktivität im obersten Meter der Wassersäule)
- Kompensationsebene (Bruttoproduktivität bis zur 1% Lichtgrenze)
- Donaupegel (Bruttoproduktivität bis zur Tiefe des Donaupegels Orth)

Die Werte wurden auf die Algenbiomasseschwankungen (als Chlorophyll-a) korrigiert. Für ein planktisches Kohlenstoffbudget wurde die tägliche Bruttoproduktivität abzüglich 24 Stunden Respirationsverluste der Biozönose herangezogen.

Für die Pigmentanalyse wurden Wasserproben im Labor auf GF/C-Filter (Fa. WHATMAN) filtriert. Nach kurzer Lagerung bei $-30^{\circ}C$ wurden die Filter in 90% Aceton homogenisiert. Die anschließende Extraktion fand bei $+2^{\circ}C$ statt. Am darauffolgenden Tag wurde der Extrakt zentrifugiert, der Überstand abdekantiert und spektralphotometrisch vermessen (Berechnung nach JEFFREY & HUMPHREY 1975, LORENZEN 1968). Ein Teil des Pigmentextraktes wurde mittels HPLC aufgetrennt und quantifiziert (HPLC-System: Fa. Merck-Hitachi; ternärer Lösungsmittelgradient mit A.dest., Methanol und Acetonitril; Vorderivatisierung mit Ammoniumacetat; Säule: Merck-Superspher RP-18 250/4, Vorsäule: Merck-Lichrospher RP-8 endcapped). Die Peakdetektion erfolgte bei 440 nm (MANTOURA & LLEWELLIN 1993, SCHAGERL 1993, SCHAGERL & DONABAUM 1995, WRIGHT & SHEARER 1984, WRIGHT et al 1991).

Die Ermittlung der prozentuellen Anteile der einzelnen Algenklassen erfolgte durch Berechnung des jeweiligen Chlorophyll-a-Klassenanteiles am Gesamtchlorophyll-a. Dafür wurden klassenspezifische Pigmentratios aus Laborversuchen oder aus Freilandergebnissen, herangezogen (Bacillariophyceae + Chrysophyceae: Fucoxanthin; Cyanobacteria: Echinenone; Chlorophyta + Euglenophyta: Chl-b; Dinophyta: Peridinin; Cryptophyceae: Alloxanthin).

Qualitative Phytoplanktonanalyse: Nach Entnahme von Planktonnetzzügen (Maschenweite 30µm) erfolgte im Labor die mikroskopische Analyse des Frischmaterials und die Herstellung von Kieselalgendauerpräparaten. Neben der systematischen Auswertung wurden die relativen Abundanzen der einzelnen Arten ermittelt. Zusätzlich fand im Labor eine Membranfiltration des Probenwassers statt, um auch Organismen unter 30µm berücksichtigen zu können.

Quantitative Analyse: An den Probepunkten wurden integrierte Proben entnommen und mit Lugol'scher Lösung fixiert. Im Labor erfolgt die Ermittlung der Algenbiomasse nach der UTERMÖHL-Methode (UTERMÖHL 1958). Die quantitative Phytoplanktonanalyse erfolgte zu den Untersuchungsserien an jeweils drei Terminen (10.9., 24.9., 8.10.1995, 22.4., 6.5., 22.5.1996).

Zwei Zusatzpunkte wurden teilweise in die Untersuchung miteinbezogen: P6 (Maria Ellend) und P7 (Fischa). An diesen Punkten fanden qualitative Plankton- sowie Pigmentanalysen statt.

3. Ergebnisse und Diskussion

3.1. Licht

Ein Parameter für die vertikale Lichtabnahme ist der Attenuationskoeffizient (Tab. 1 bis 11). Tendenziell konnte bei verstärkter Wasserführung eine relative Zunahme des Unterlichts im Verhältnis zum Oberlicht festgestellt werden. Die bei erhöhter Wasserführung vermehrte anorganische Partikelfracht führt zu größerer Streuung des einfallenden Lichtes.

Die bedeutende Abschwächung des Lichtes im Laufe der Untersuchungsperiode 1995 wurde durch das abklingende Hochwasser bedingt. Mit Abfallen der Wasserführung wurden weniger Schwebstoffe mitgeführt, was wiederum zu einer Verbesserung der Lichtsituation im Donaustrom führte. In der Untersuchungsperiode 1996 wurden generell höhere Attenuationskoeffizienten als 1995 berechnet (Tab. 7 bis 11). Die gleichen Tendenzen konnten bei den Gesamtschwebstoffen verzeichnet werden. Als Grund dafür ist die höhere Wasserführung des Donaustromes anzuführen.

Im Bereich der Regelsbrunner Au konnten zumeist niedrigere Attenuationskoeffizienten als im Donaustrom festgestellt werden (Abb. 1 und 2, Tab. 1 bis 11). Infolge der geringeren Fließgeschwindigkeit sedimentieren bereits in den flußauf gelegenen Bereichen bedeutende Schwebstoffmengen ab (siehe auch Gruppe Hydrochemie). 1995 konnte im Hauptarm eine deutliche Zunahme von ϵ beobachtet werden. Sie resultierte vornehmlich aus der starken Phytoplanktonentwicklung.

Da höhere Wasserstände auch größere anorganische Schwebstoffmengen mit sich bringen, beeinflußt der Wasserstand der Donau maßgeblich das Lichtklima. Bei Hochwasserereignissen erfolgt neben einer „Ausspülung“ des Phytoplanktons zusätzlich eine Verschlechterung der Lichtsituation. Dies bedingt eine sehr geringe Produktivität im Wasserkörper.

Die berechneten Kompensationstiefen (1% der Oberflächenlichtes; Nettoproduktion = 0) zeigten, daß bei den Untersuchungspunkten in der Regelsbrunner Au das Phytoplankton tagsüber in der gesamten Wassersäule ausreichend mit Licht versorgt war (Tab. 1 bis 11). Im Donaustrom hingegen deuteten die Kompensationstiefen die Ausbildung einer aphotischen Zone an. An dieser Stelle soll festgehalten werden, daß der Pegelstand die Höhe der Wassersäule festlegt und damit die Ausbildung einer aphotischen Zone mitbestimmt.

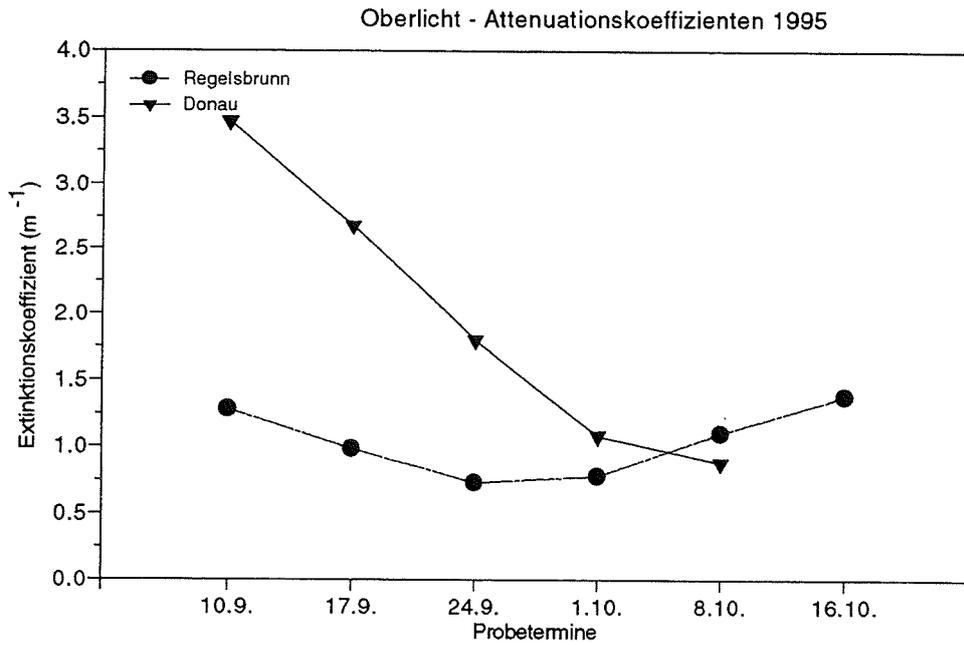


Abb. 1.: Mittlere vertikale Attenuationskoeffizienten 1995 im Vergleich. In der Donau kommt es infolge des geringeren Schwebstofftransportes mit niedrigerer Wasserführung zu einer deutlichen Verbesserung des Lichtklimas (Pegelstand siehe Abb. 30). Der Anstieg der Attenuationskoeffizienten im Hauptarm kann auf die Phytoplanktonentwicklung zurückgeführt werden.

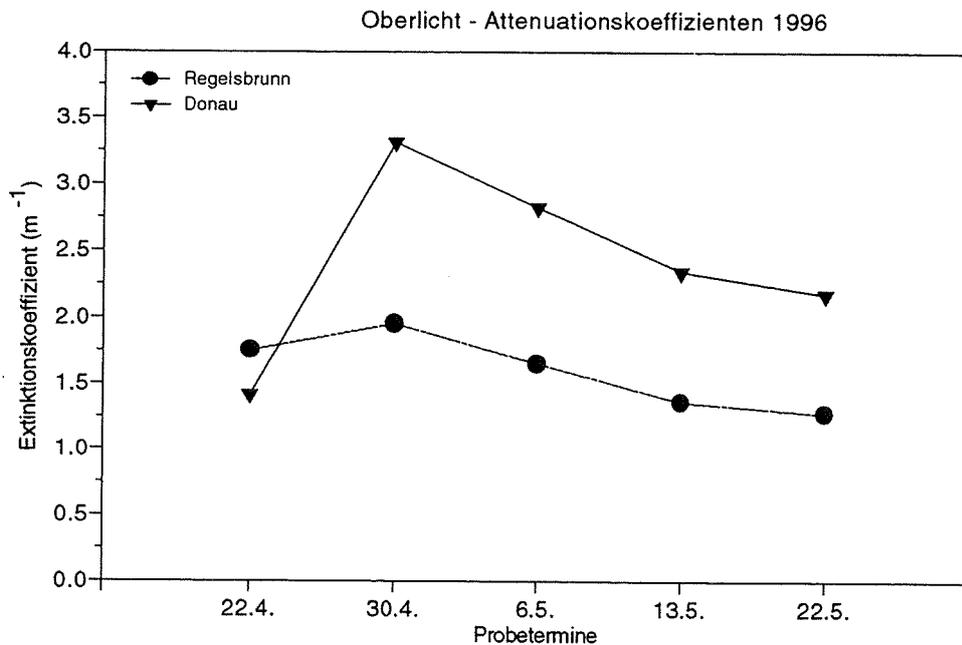


Abb. 2: Mittlere vertikale Attenuationskoeffizienten 1996 im Vergleich. Die höheren Attenuationskoeffizienten in der Untersuchungsperiode 1996 resultieren aus den höheren Wasserständen (größerer Schwebstofftransport) (Pegelstand siehe Abb. 31).

3.2. P/I-Kurven

Im Untersuchungsverlauf 1995 konnte eine starke Zunahme der Bruttoproduktionsraten festgestellt werden (Abb. 3 bis 5). Grund dafür ist die Etablierung des Phytoplanktons nach einer spätsommerlichen Hochwasserperiode. So konnte in der Donau am 16.10. eine maximale Produktionsrate von $164 \mu\text{g C} \cdot \text{l}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ festgestellt werden. Die Raten im Zeitraum vom 10.9. bis 24.9. hingegen lagen nur um $20 \mu\text{g C} \cdot \text{l}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$.

Die maximalen Bruttoproduktionsraten im Regelsbrunner Hauptarm zeigten ein ähnliches Muster. Unmittelbar nach dem Hochwasserereignis wurden nur geringe maximale Bruttoproduktionsraten verzeichnet. Im Oktober kam es zu einer starken Zunahme der Raten. Im Gegensatz zur Donau wurden die höchsten Raten nicht am 16.10., sondern bereits am 8.10. ermittelt (Abb. 3). Der Grund dafür ist in der Phytoplanktonmenge zu suchen. Während in der Donau am 16.10. die höchsten Chlorophyll-a-Werte der herbstlichen Untersuchungsperiode analysiert wurden, fanden sich im Hauptarm am 8.10.1995 die größten Chlorophyll-a-Mengen (Abb. 9). Die höchste maximale Bruttophotosyntheserate im Untersuchungszeitraum 1995 konnte am 8.10.1995 im Hauptarm bei Haslau gemessen werden ($241 \mu\text{g C} \cdot \text{l}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$).

Die maximalen Bruttoproduktionsraten in der Serie 1996 zeigten stark schwankende Werte (Abb. 7). Als Grund kann die wechselnde Phytoplanktonbiomasse genannt werden (Abb. 10), die ihrerseits wiederum maßgeblich durch die Pegelschwankungen beeinflusst wurde. An den Standorten P1 (Donau), P2 (Haslau), P3 (Mitterhaufen) und P5 (Seitenarm) wurden nach Durchgang einer Hochwasserwelle am 22.5.1996 die niedrigsten Raten verzeichnet. Beim Probenpunkt P4 (Regelsbrunn) kam es jedoch am 22.5. zu einem deutlichen Anstieg der Bruttophotosynthese (Abb. 8). Als Grund dafür könnte der Rückstau des Donauströmes in das Ausystem angegeben werden. Durch die nur geringe Strömungsgeschwindigkeit sedimentierten anorganische Partikel ab. Dadurch verbesserte sich das Lichtklima.

Die höchste maximale Bruttophotosyntheserate konnte - wie 1995 - im Hauptarm bei Haslau verzeichnet werden (13.5.1996: $268 \mu\text{g C} \cdot \text{l}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$). Parallel dazu wurde an diesem Termin mit rund $50 \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ die maximale Chlorophyll-a-Konzentration analysiert. Einen bedeutenden Anteil an der Algenbiomasse stellten dabei die begeißelten Cryptophyceen (typische r-Strategen).

Im abgedämmten Seitenarm konnten an einigen Terminen mit der verwendeten Methode keine zuverlässigen Ergebnisse erzielt werden (10.9., 17.9., 24.9.1995, 6.5., 13.5. 22.5.1996). Das Phytoplankton war zu diesen Zeitpunkten in äußerst geringen Konzentrationen vorhanden.

Die potentielle maximale Bruttoproduktion steht mit Chlorophyll-a in sehr hohem Zusammenhang (Abb. 11). Die Schwankungen der Bruttoproduktion können zu 89% aus den Chlorophyll-a-Schwankungen erklärt werden ($n = 44$, $r^2 = 0,893$).

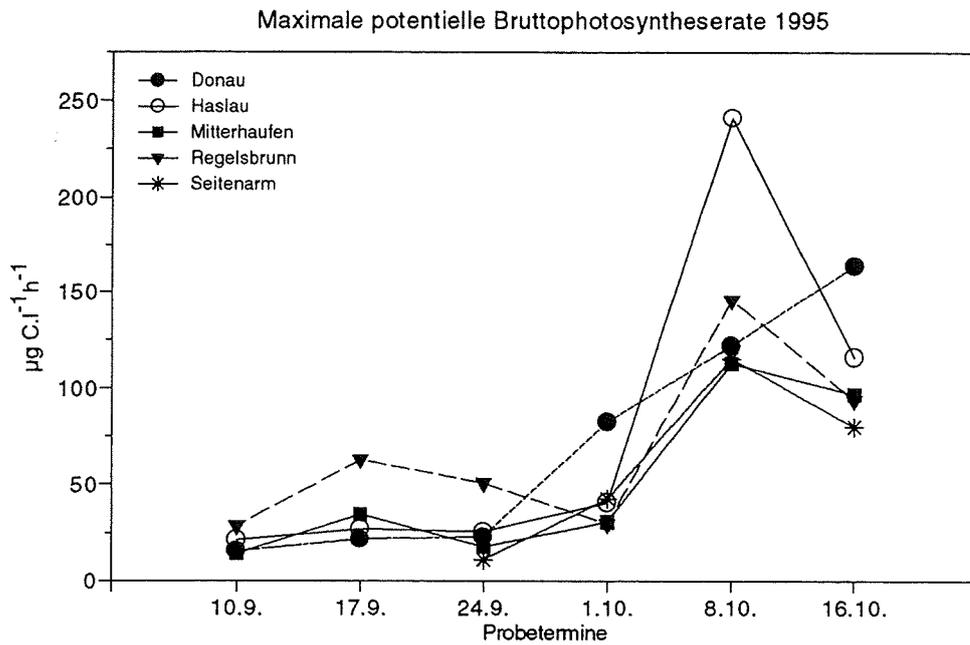


Abb. 3: Maximale potentielle Bruttophotosynthese der untersuchten Standorte 1995

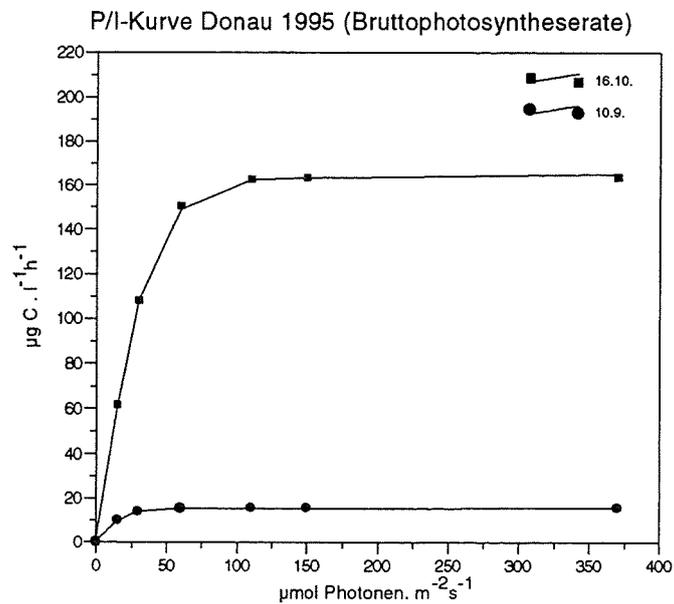


Abb. 4: potentielle Bruttoproduktion vom Donauplankton am 10.9. und 16.10.1995

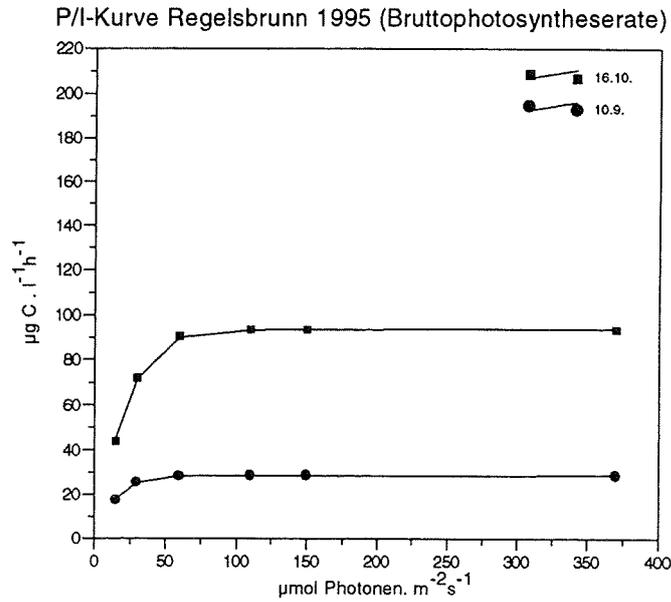


Abb. 5: potentielle Bruttoproduktion vom Hauptarmplankton (Höhe Regelsbrunn) am 10.9. und 16.10.1995

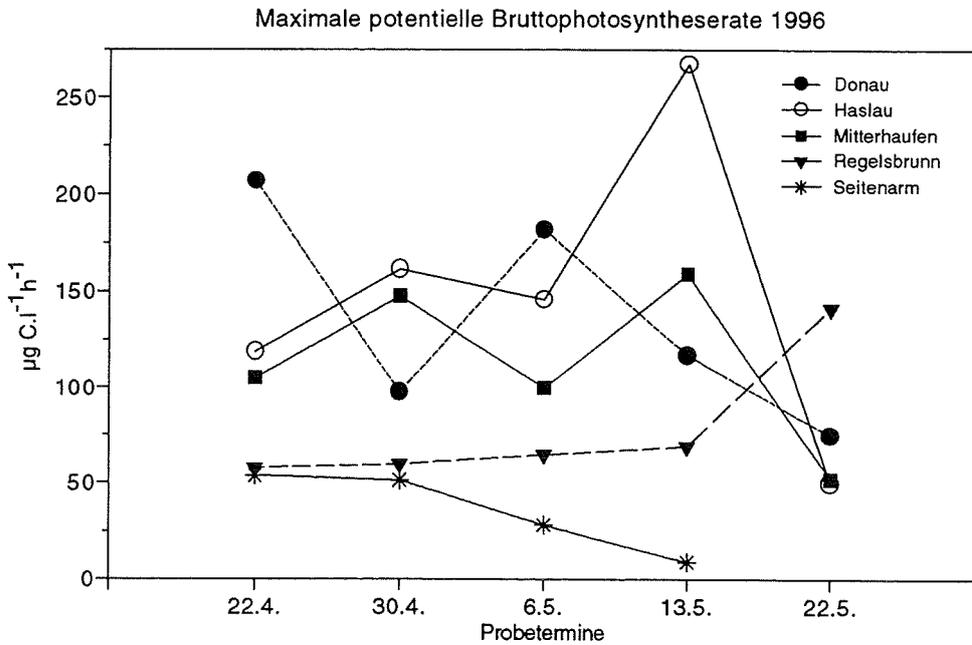


Abb. 6: Maximale potentielle Bruttophotosynthese der untersuchten Standorte 1996

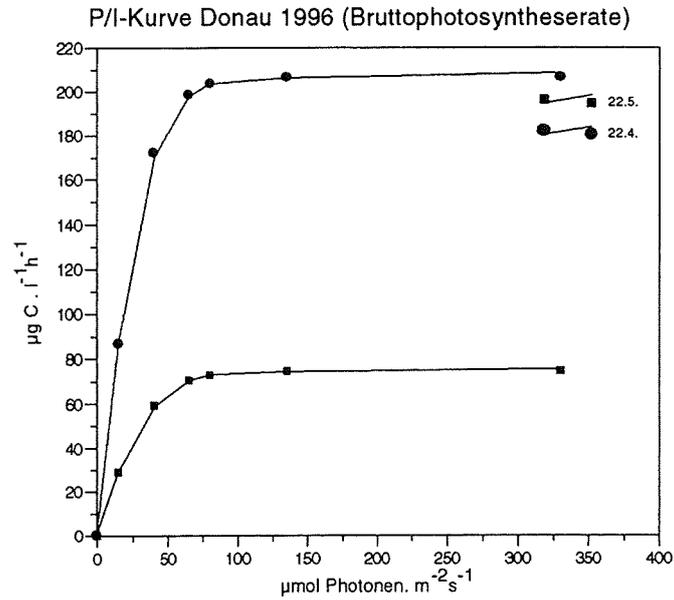


Abb. 7: potentielle Bruttoproduktion vom Donauplankton am 22.4. und 22.5.1996

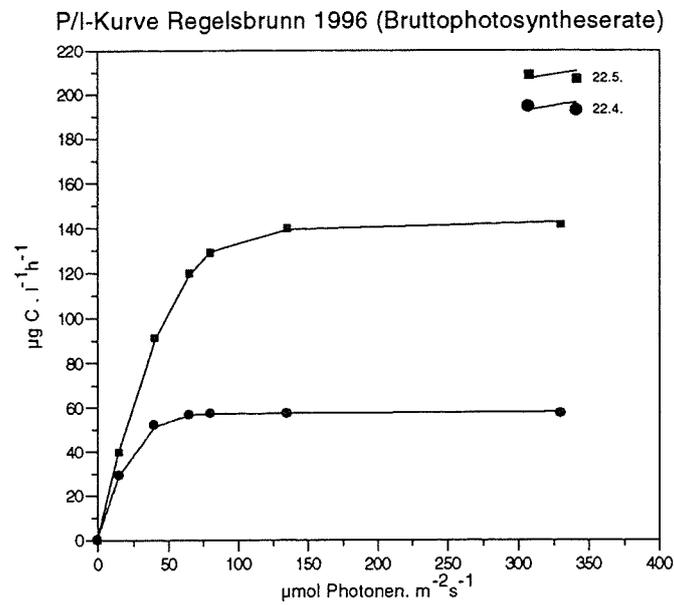


Abb. 8: potentielle Bruttoproduktion vom Hauptarmplankton (Höhe Regelsbrunn) am 22.4. und 22.5.1996

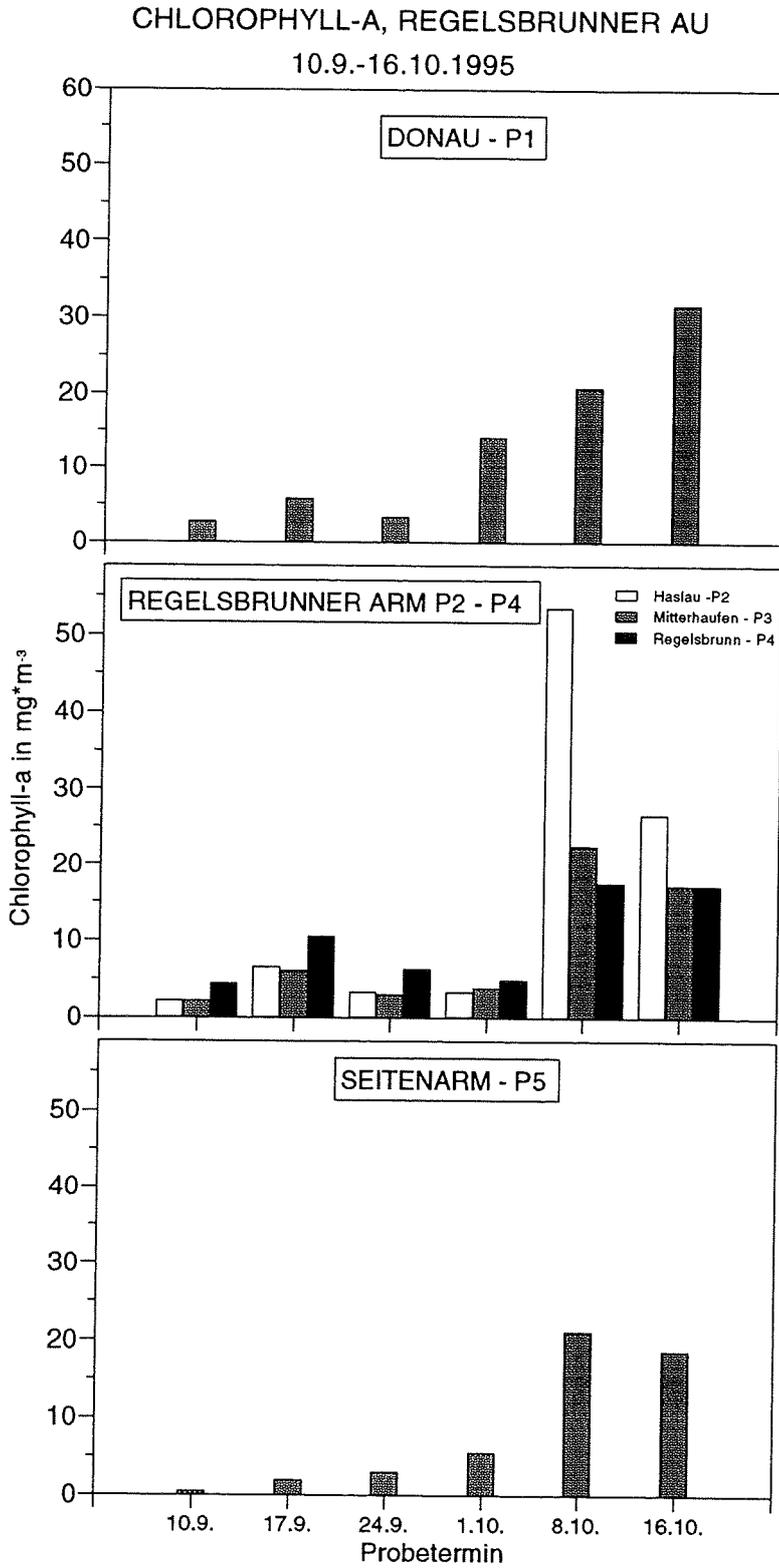


Abb. 9: erhobene Chlorophyll-a-Daten 1995 im Untersuchungsgebiet

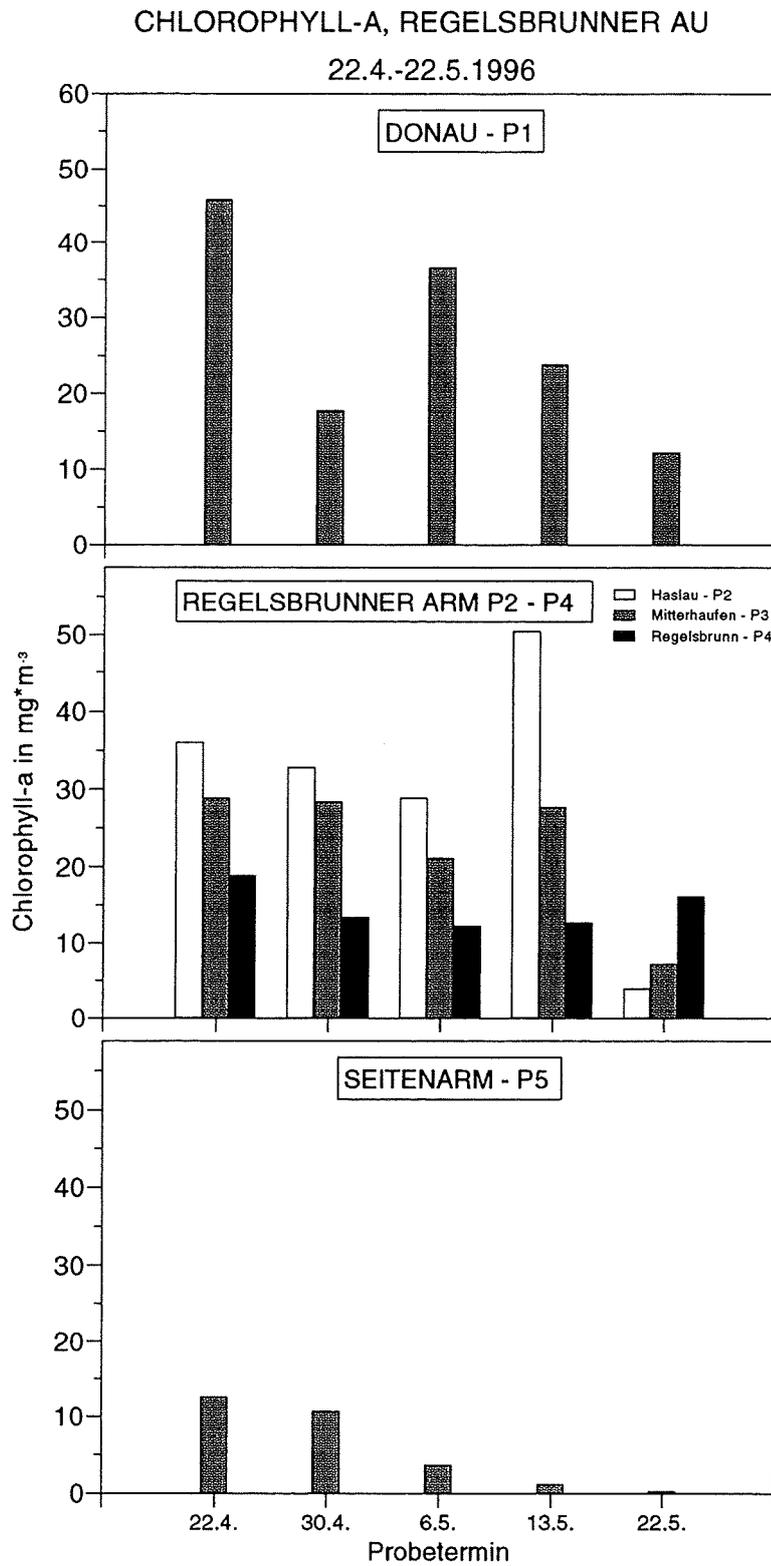


Abb. 10: erhobene Chlorophyll-a-Daten 1996 im Untersuchungsgebiet

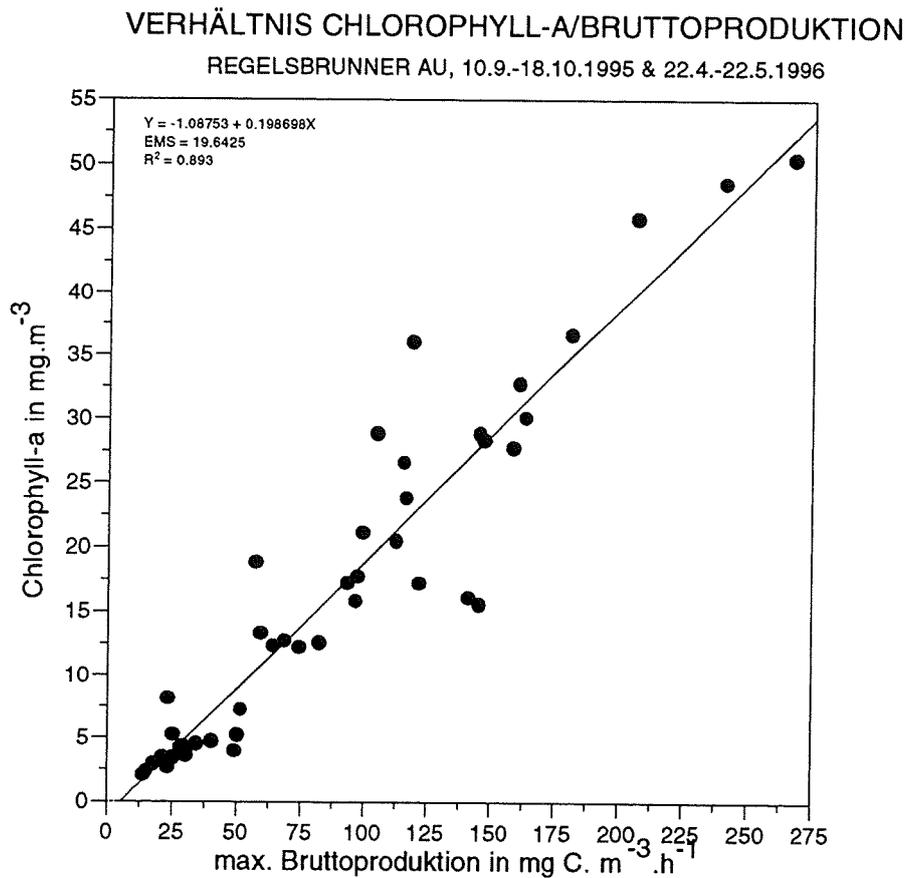


Abb. 11: Zusammenhang Chlorophyll-a / maximale Photosyntheserate. Für die Korrelationsanalyse wurden mit Ausnahme des Seitenarmes P5 sämtliche erhobenen Daten herangezogen.

Zur Abschätzung der Photosyntheseleistung der jeweiligen Phytoplanktongemeinschaft muß eine Bezugsgröße gewählt werden (spezifische Produktion). Die erhobenen Daten wurden auf Chlorophyll-a bezogen. Die Werte stimmen sehr gut mit einschlägigen Publikationen überein (LAMPERT & SOMMER 1993, REYNOLDS 1984). Die Abbildungen 12 und 13 zeigen die spezifischen maximalen Bruttophotosyntheseraten der Untersuchungspunkte im Vergleich. Pro Chlorophyll-a-Einheit wurden in beiden Untersuchungszeiträumen ähnliche Maximalwerte verzeichnet (vergleiche dazu die Abbildungen 3 und 6!). Gegenüber den ersten vier Terminen von 1996 wurden 1995 geringfügig höhere spezifische Photosyntheseraten ermittelt. Am 22.5.1996 stiegen die Raten jedoch stark an und erreichten die höchsten Werte beider Untersuchungsperioden. Unter Berücksichtigung weiterer Parameter (I_K und α) kann interpretiert werden, daß zu diesem Termin das Phytoplankton an höhere Lichtintensitäten angepaßt war.

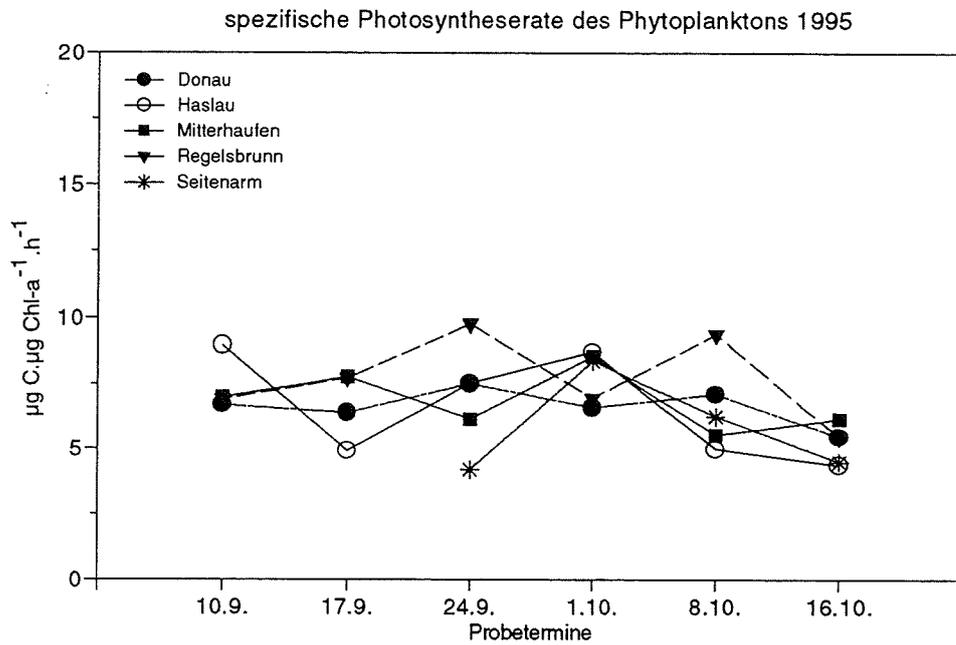


Abb. 12: Spezifische maximale potentielle Bruttphotosynthese der untersuchten Standorte 1995

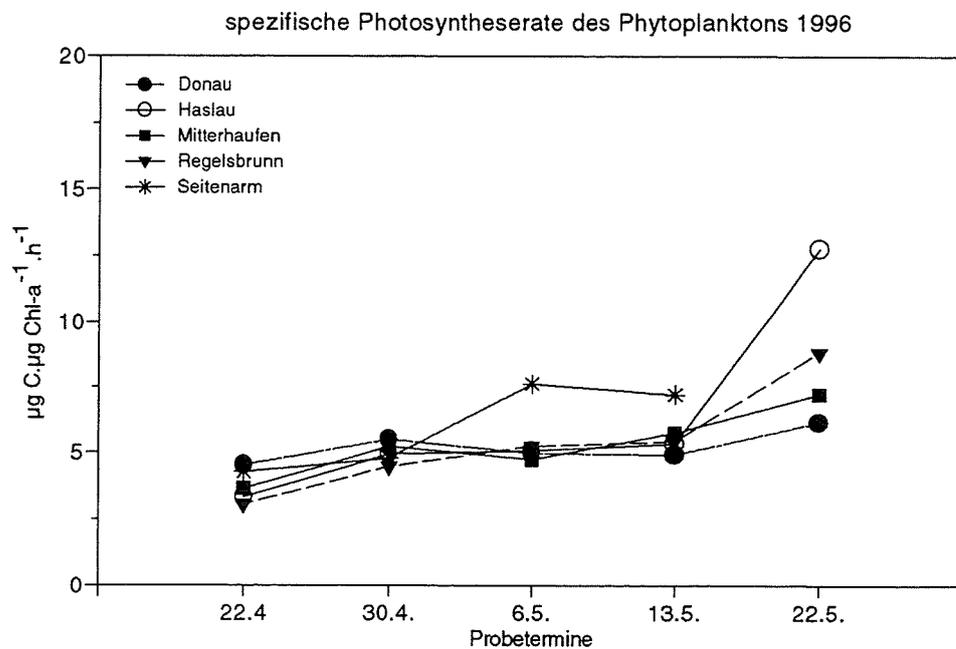


Abb. 13: Spezifische maximale potentielle Bruttphotosynthese der untersuchten Standorte 1996

Die berechneten I_k -Werte zeigen deutlich an, daß das Phytoplankton schwachlichtadaptiert ist. Die Werte liegen zumeist im Bereich zwischen 20 bis 40 $\mu\text{mol Photonen}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ (Abb. 14 und 15, Tab. 12 bis 21). Ausnahme bildet der 22.5.1996, an dem im Hauptarm I_k -Werte von rund 55 $\mu\text{mol Photonen}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ ermittelt wurden (Abb. 15).

Der Anfangsanstieg α - ein Maß für die Lichtausnutzung unter lichtlimitierenden Bedingungen lag in der Untersuchungsperiode 1995 mit Werten zwischen 60 und 120 $\text{mg C}\cdot\text{mol Photonen}^{-1}\cdot\text{mg Chl-a}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$ deutlich über jenen im Frühjahr 1996 (30 bis 60 $\text{mg C}\cdot\text{mol Photonen}^{-1}\cdot\text{mg Chl-a}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$, Abb. 16 und 17). Besonders in der Herbstperiode 1995 konnte die Phytoplanktongemeinschaft niedrige Lichtintensitäten effektiv nutzen.

Aus den Abbildungen 18 und 19 geht hervor, daß die spezifische Bruttoproduktion am 10.9.1995 etwas größer als am 16.10.1995 war. Die Phytoplankter fixieren pro Chlorophyll-a zu Beginn der Untersuchungsperiode mehr Kohlenstoff. Neben den Anfangsanstiegen deuten auch die I_k -Werte eine effizientere Lichtnutzung an. Da aber kurz nach dem Hochwasserereignis nur geringe Phytoplanktonmengen anzutreffen waren, wurde trotz der größeren spezifischen Bruttophotosyntheseraten im Pelagial merklich weniger als gegen Ende des Untersuchungszeitraumes produziert (Abb. 3 bis 5).

Zu Beginn der Untersuchungsserie 1996 (22.4.) wurden deutlich geringere spezifische Photosyntheseraten als gegen Ende (22.5.) ermittelt (Abb. 20 und 21).

Im Sommer 1995 wurden bei *in situ*-Produktionsmessungen in der Regelsbrunner Au Anfangsanstiege α um 33 $\text{mg C}\cdot\text{mol Photonen}^{-1}\cdot\text{mg Chl-a}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$, maximale spezifische Bruttophotosyntheseraten zwischen 7,93-8,65 $\text{mg C}\cdot\text{mg Chl-a}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$ und I_k -Werte zwischen 213 und 275 $\mu\text{mol Photonen}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ berechnet (SCHAGERL et al 1996). Im Vergleich mit einschlägigen Publikationen zeigen die Werte, daß im Hochsommer das Phytoplankton in der Regelsbrunner Au starklichtadaptiert ist (LAMPERT & SOMMER 1993, SOMMER 1994, TILZER 1983).

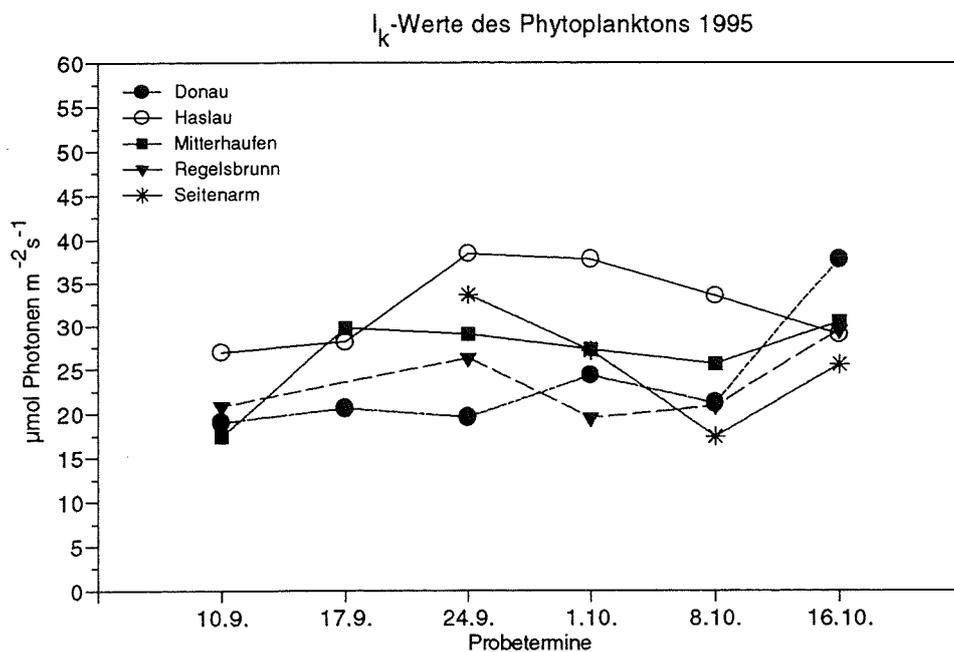


Abb. 14: Die I_k -Werte des Phytoplanktons während der herbstlichen Untersuchungsperiode 1995 zeigen deutlich eine Schwachlichtadaptation an.

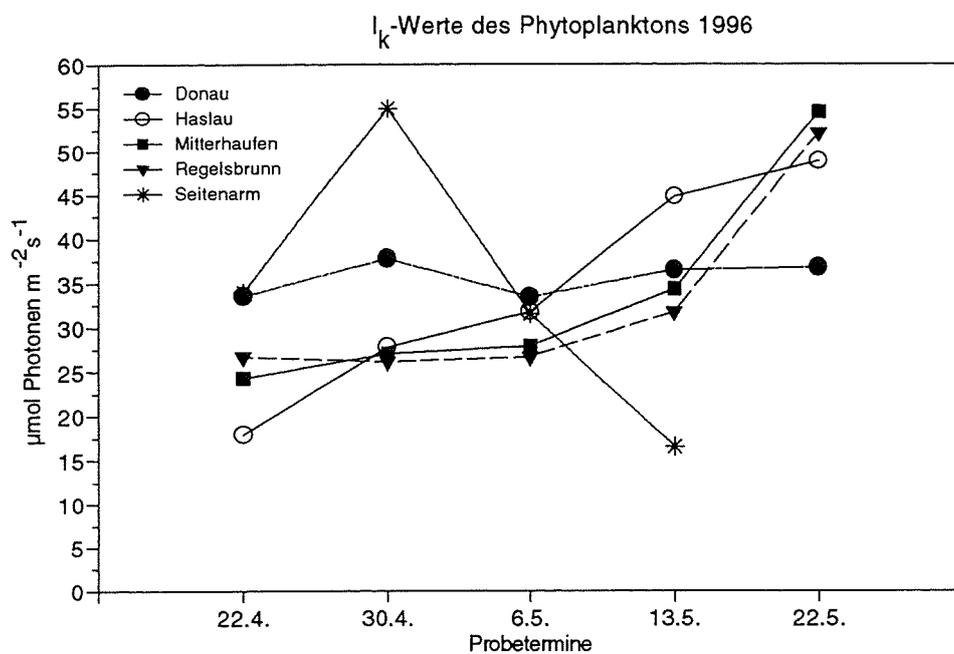


Abb. 15: I_k -Werte des Phytoplanktons während der Untersuchungsperiode 1996. Beachte den Anstieg am 22.5.1996

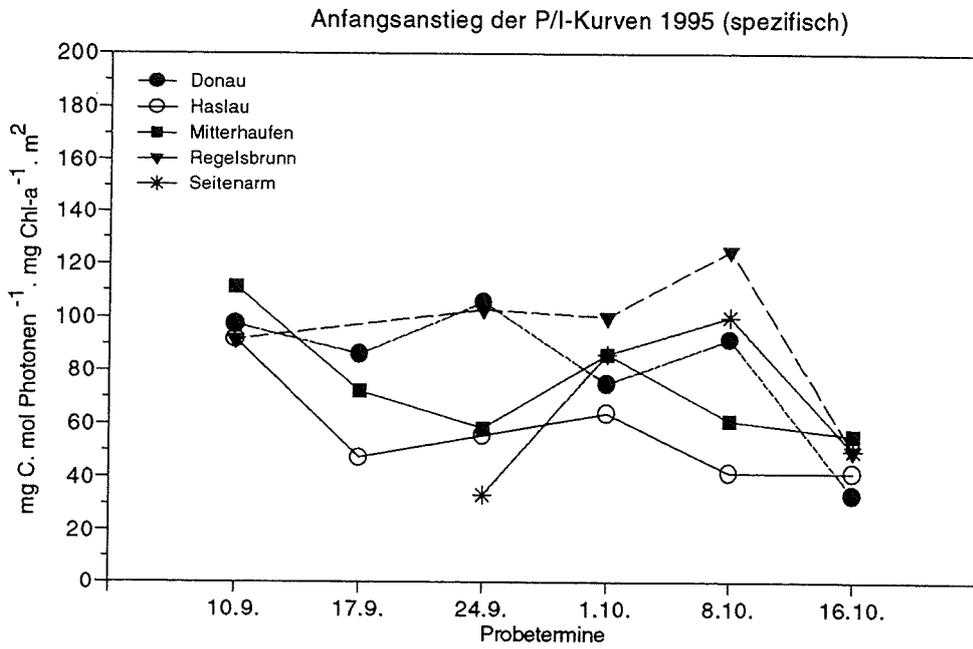


Abb. 16: Berechnete Anfangsanstiege der P-I-Kurven in der Untersuchungsperiode 1995.

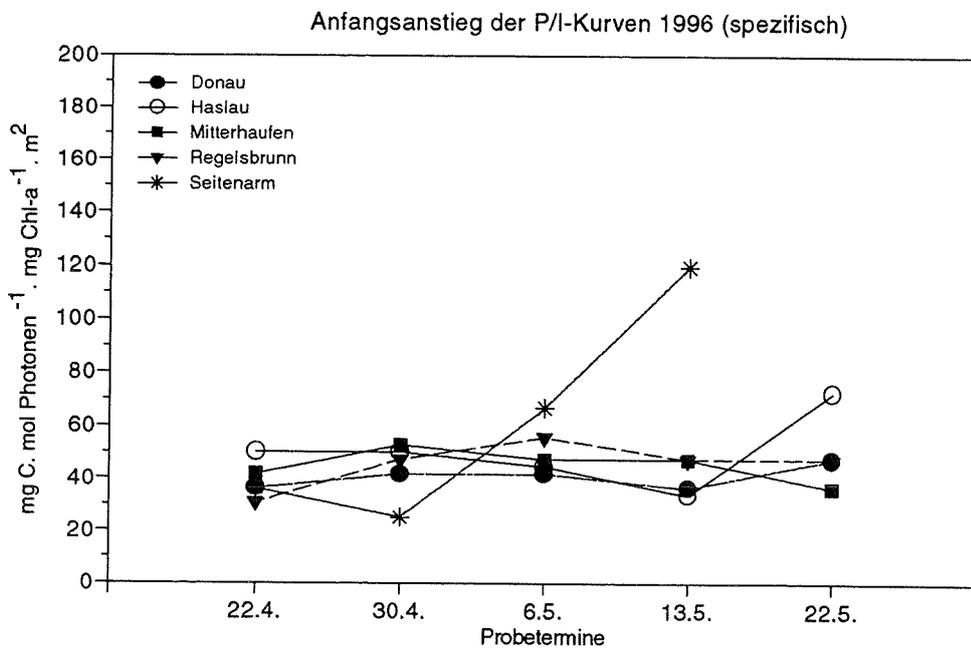


Abb. 17: Berechnete Anfangsanstiege der P-I-Kurven in der Untersuchungsperiode 1996.

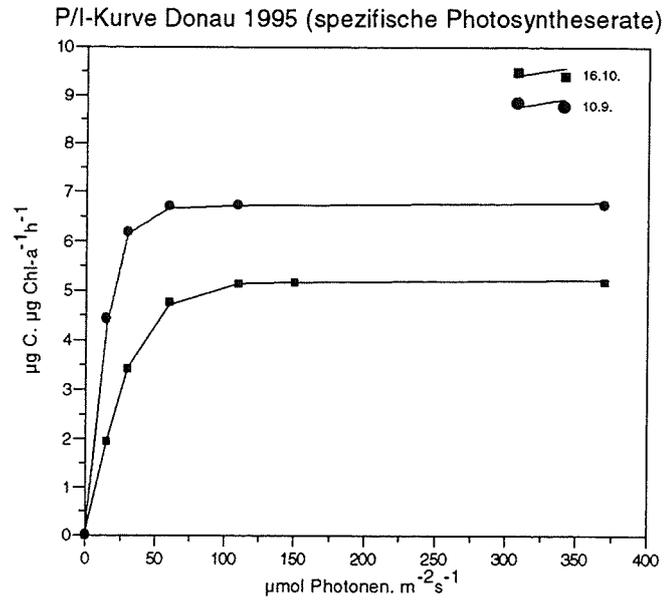


Abb. 18: spezifische Bruttproduktion vom Donauplankton am 10.9. und 16.10.1995

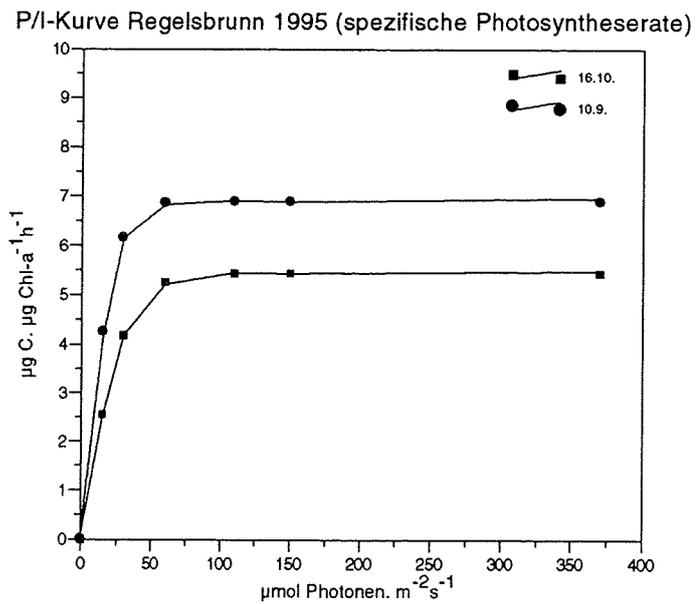


Abb. 19: spezifische Bruttproduktion vom Hauptarmplankton (Höhe Regelsbrunn) am 10.9. und 16.10.1995

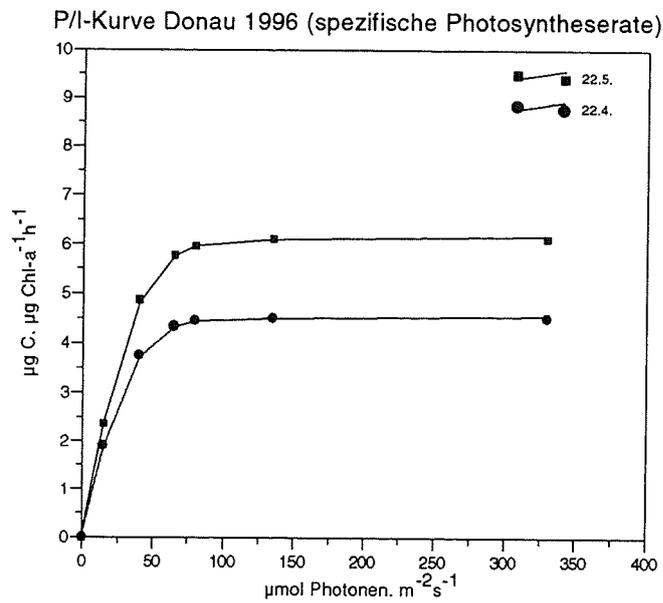


Abb. 20: spezifische Bruttproduktion vom Donauplankton am 22.4. und 22.5.1996

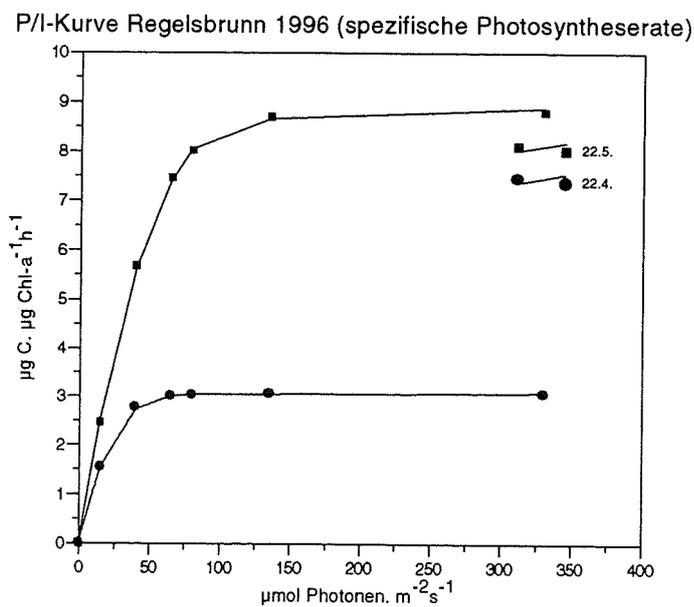


Abb. 21: spezifische Bruttproduktion vom Hauptarmplankton (Höhe Regelsbrunn) am 22.4. und 22.5.1996

3.3. Modellberechnungen zur Produktivität

Es wurde versucht, die Laborergebnisse der Primärproduktion auch auf das Freiland umzulegen. Bevor auf die Ergebnisse eingegangen wird, wird auf einige vereinfachende Annahmen hingewiesen. Trotz dieser Annahmen können aus den Modellberechnungen wichtige Erkenntnisse und Tendenzen gewonnen werden.

Zwischen den Untersuchungsterminen wurde eine lineare Zunahme/Abnahme der erhobenen Chlorophyll-a-Werte, vertikalen Attenuationskoeffizienten und Produktionsraten angenommen. Auf die Produktion in den einzelnen Tiefen wurde aus dem mittleren täglichen Lichtgenuß geschlossen. Tageszeitliche Schwankungen der Primärproduktion blieben damit unberücksichtigt. Ebenso wurde die Veränderung der Lichtqualität mit zunehmender Tiefe sowie die verkürzte Tageslänge im Wasserkörper bei den Berechnungen nicht miteinbezogen. Lichthemmungen wurden nicht berücksichtigt, da sie Artefakte darstellen, die durch lange Expositionszeiten entstehen (HENLEY 1993).

Für den Vergleich der einzelnen Standorte sind gleiche Bezugsgrößen nötig. So wurde die Bruttoproduktivität im obersten Meter der Wassersäule zum Vergleich herangezogen. Als weitere Bezugsgröße wurde die potentielle Bruttoproduktivität bis zur 1% Lichtgrenze angenommen. Diese aus den vertikalen Attenuationskoeffizienten ermittelte Tiefe ist zum Teil nur von theoretischer Bedeutung, da an manchen Standorten/Terminen diese Tiefe im Freiland nicht erreicht wurde. In diesem Modell gehen Standorte mit niedrigen Attenuationskoeffizienten verstärkt ein, da hier auch noch in größeren Tiefen Photosynthese betrieben werden kann. Als dritte Bezugsgröße wurde der Donaupegel Orth als Tiefe, bis zu der Primärproduktion betrieben werden kann, herangezogen (die Pegelrelation für Haslau und Mitterhaufen stellt eine grobe Annahme dar). Diese Tiefe wurde auch bei den Probepunkten in der Regelsbrunner Au beibehalten. Ausgenommen davon wurde der Seitenarm, der einen isolierten grundwassergespeisten Tümpel darstellt (Tiefe 80cm).

Für weitere Modellberechnungen wäre eine genaue Kenntnis der Morphologie und der Hydrologie in den einzelnen Gewässerabschnitten essentiell.

Die Bruttoproduktivität im obersten Meter der Wassersäule lag bis 24.9.1995 an allen Standorten unter $1 \text{ g C.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ (Abb. 22). Grund dafür war die geringe Algenbiomasse (gemessen als Chlorophyll-a, Abb. 9). Phytoplankton wurde durch ein sommerliches Hochwasserereignis ausgespült. Während an den Standorten in der Regelsbrunner Au die Bruttoproduktivität noch bis Ende September sehr gering blieb, wurde im Donaustrom an diesem Termin ein deutlicher Anstieg auf rund $2 \text{ g C.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ verzeichnet (Tab. 67). Die Etablierung der Phytoplankter bedingte ab dem 1.10.1995 an allen Standorten eine starke Zunahme der Bruttoproduktivität. Am Standort Haslau wies dabei den weitaus höchsten Wert von $5,6 \text{ g C.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ auf (Abb. 22).

Die unterschiedliche Algenbiomasse in der Untersuchungsperiode 1996 (als Chlorophyll-a, Abb. 10) bewirkte bei den Standorten P1 (Donau), P2 (Haslau) und P3 (Mitterhaufen) stark schwankende Bruttoproduktivitäten im obersten Meter der Wassersäule (Abb. 28). Im Seitenarm P5 verringerte sich die Produktivität kontinuierlich, am 22.5.1996 lag sie unter der Nachweisgrenze. Der Durchgang einer Hochwasserwelle um den 14./15.5. führte zu einer drastischen Dezimierung der Planktongemeinschaft und damit zu einer Verringerung der Bruttoproduktivität.

Auch in der Untersuchungsperiode 1996 konnte am Standort P2 (Haslau) zumeist die höchste Bruttoproduktivität verzeichnet werden (Maximum um $5,7 \text{ g C.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$).

In der Untersuchungsperiode 1995 zeigten die Modelle der potentiellen Bruttoproduktivitäten bis zur Kompensationsebene ähnliche Kurvenverläufe wie jene im obersten Meter des Wasserkörpers. Eine Ausnahme bildete jedoch der isolierte Seitenarm, dessen Werte bei diesem Modell stark erhöht erschienen (Abb. 24). Infolge der geringen Lichtabschwächung mit zunehmender Tiefe könnte Phytoplankton bis weit hinab Photosynthese betreiben, wodurch die niedrige Produktion im obersten Meter kompensiert wird. Die Werte haben jedoch nur theoretische Bedeutung, da die mittlere Tiefe des Seitenarmes um 80cm liegt.

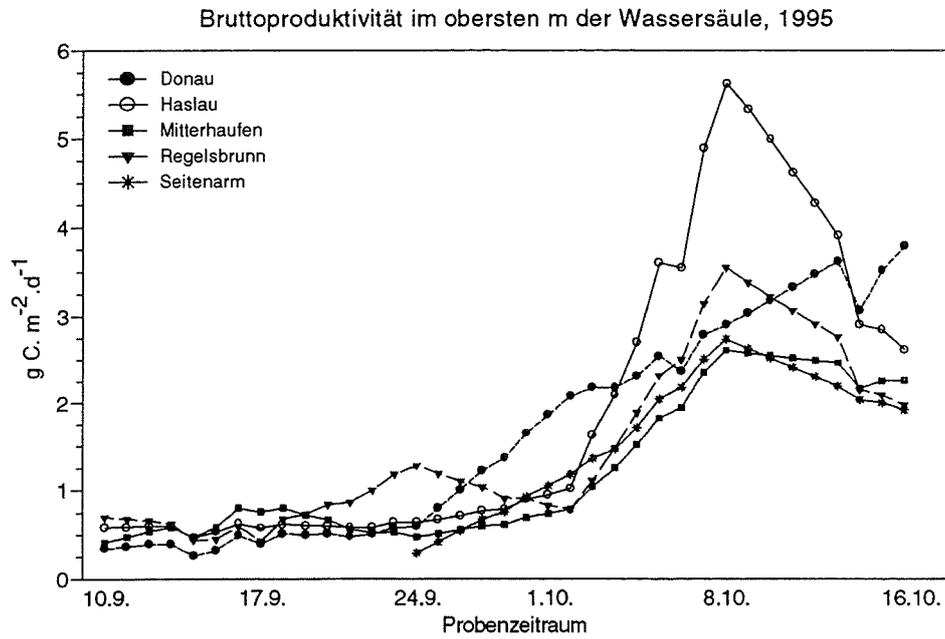


Abb. 22: Bruttoproduktivitätsmodell im obersten Meter der Wassersäule, Untersuchungsperiode 1995

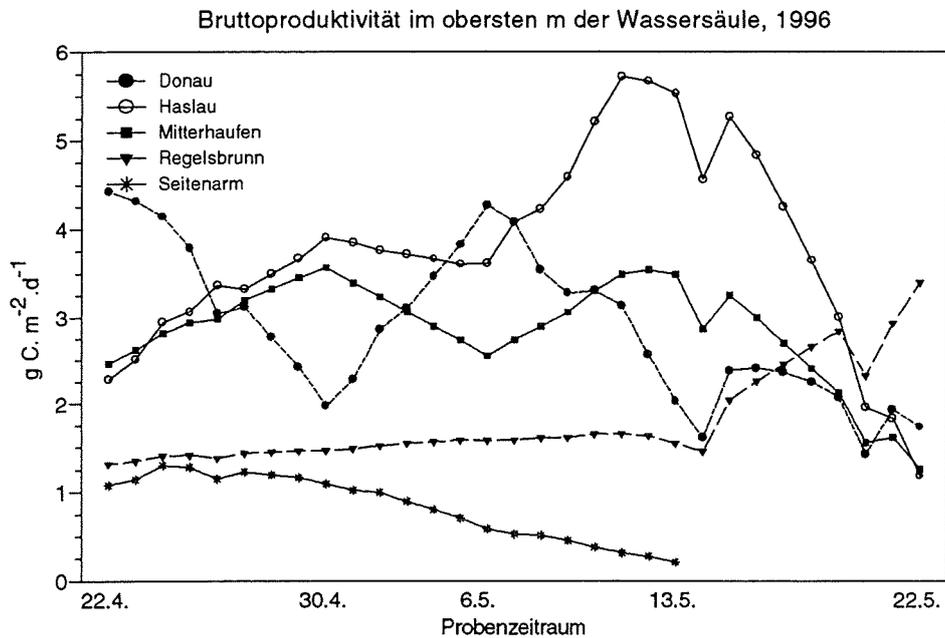


Abb. 23: Bruttoproduktivitätsmodell im obersten Meter der Wassersäule, Untersuchungsperiode 1996

Das Herbstmaximum 1995 der potentiellen Produktion bis zur Kompensationsebene lag wiederum im Regelsbrunner Arm bei Haslau ($15,6 \text{ g C.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$). Nach dem Seitenarm wies der Donaustrom mit rund $11,0 \text{ g C.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ im Oktober die höchste Bruttoproduktivität auf.

Auch im Frühjahr 1996 zeigte die potentielle Bruttoproduktivität bis zur 1% Lichtgrenze bei Haslau maximale Werte (Abb. 25). Kurz vor dem Hochwasserereignis wurden hier um $14,0 \text{ g C.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ berechnet.

Im Vergleich zur Bruttoproduktivität im obersten Meter sank die Kurve des Donaustromes gegenüber den anderen Standorten deutlich ab.

Die Bruttoproduktivität bis zur Tiefe des Donaupegels zeigte sowohl 1995 als auch 1996 bei Haslau maximale Werte (Abb. 26 und 27). 1995 wurde im Donaustrom mit abnehmenden Wasserstand eine Zunahme der Produktivität verzeichnet, so daß er ab dem 26.9. bis zum 16.10. neben dem Standort Haslau die höchsten Werte aufwies (Abb. 26).

Im Ausystem zeigte sich im gesamten Untersuchungsverlauf 1996 eine kontinuierliche Abnahme der Produktivität von Haslau über die Mitterhaufentraverse bis nach Regelsbrunn (Abb. 27). Im Vergleich zu 1995 sank die Produktivität des Donaustromes gegenüber den anderen Standorten ab.

1996 konnten generell höhere Bruttoproduktivitäten als 1995 festgestellt werden. Während bei den Modellen „oberster m“ und „Kompensationsebene“ ähnliche maximale Bruttoproduktivitäten berechnet wurden, kam es unter Miteinbeziehung des Donaupegels 1996 zu einem deutlichen Anstieg der Produktivität (1995: $9,5 \text{ g C.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$; 1996: $13,5 \text{ g C.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$; Abb. 26 und 27). Der Mittelwasserstand in der Untersuchungsperiode 1996 bedingte eine höhere Wassersäule, die für das Phytoplankton nutzbar war.

Der Wasserstand spielt die herausragende Rolle für die Produktivität in diesem dynamischen System. Einerseits wird bei erhöhten Wasserständen die Tiefe für die potentielle Primärproduktion vergrößert, andererseits der Austrag der Algen verstärkt. Durch die erhöhte Schwebstofffracht kommt es zu einer verstärkten vertikalen Lichtattenuation, die zu lichtlimitierenden Bedingungen führt.

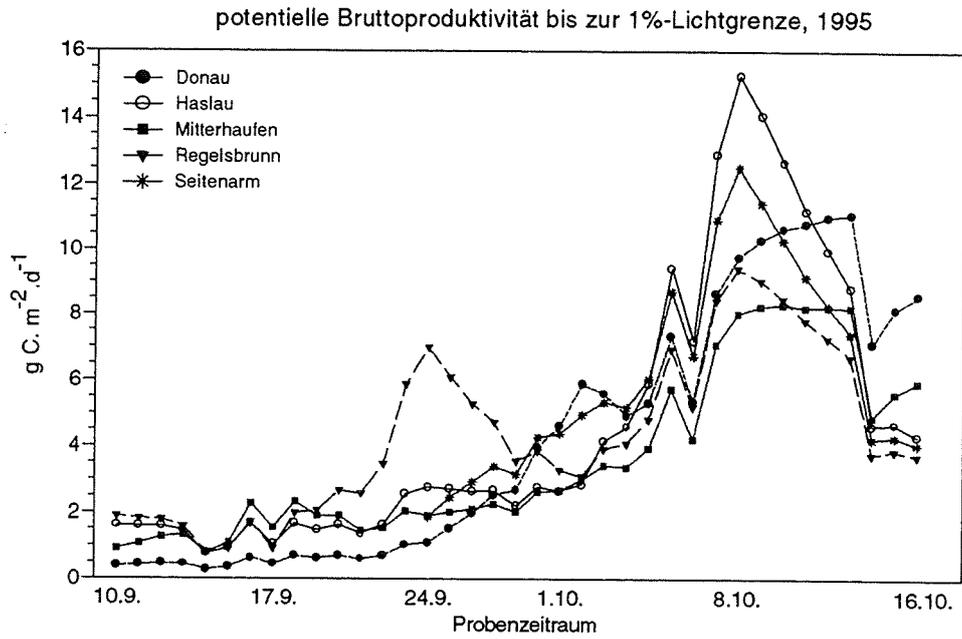


Abb. 24: Bruttoproduktivitätsmodell bis zur 1% Lichtgrenze, Untersuchungsperiode 1995

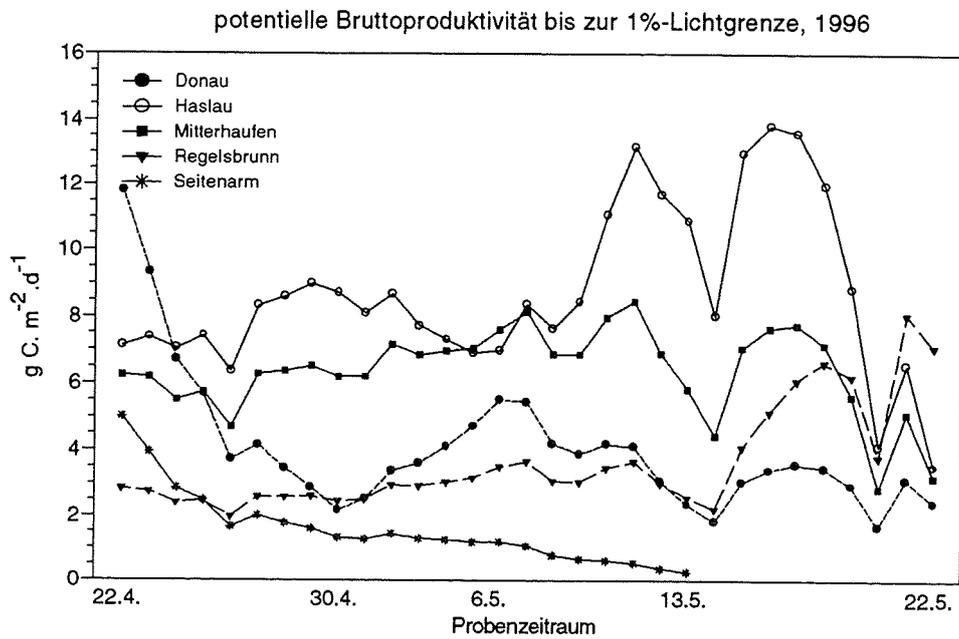


Abb. 25: Bruttoproduktivitätsmodell bis zur 1% Lichtgrenze, Untersuchungsperiode 1996

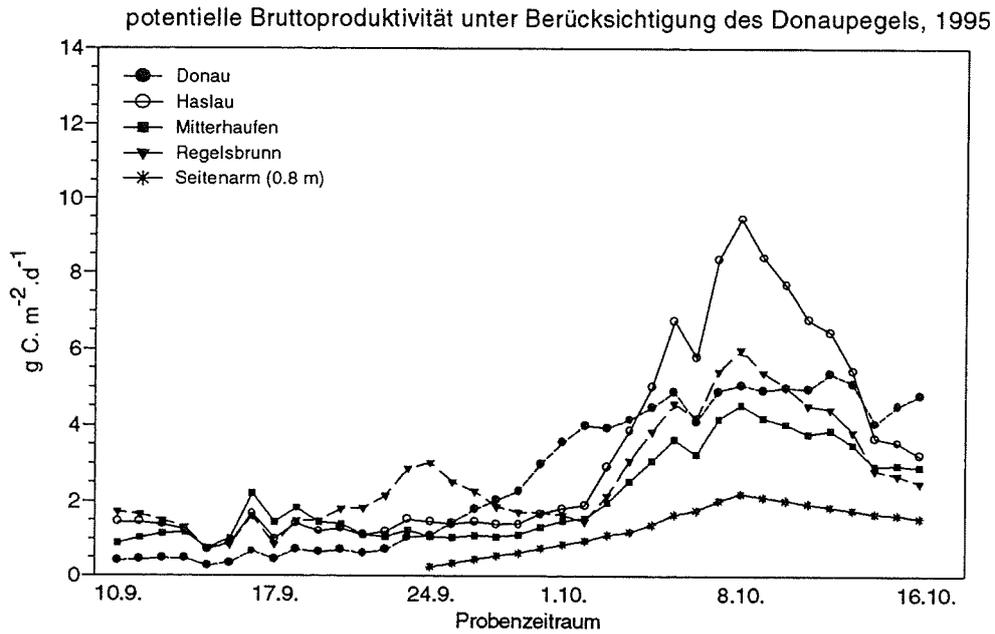


Abb. 26: Bruttoproduktivitätsmodell unter Miteinbeziehung des Donaupegels Höhe Orth, Untersuchungsperiode 1995. Im isolierten Seitenarm wurde über den gesamten Untersuchungszeitraum eine Tiefe von 80 cm angenommen.

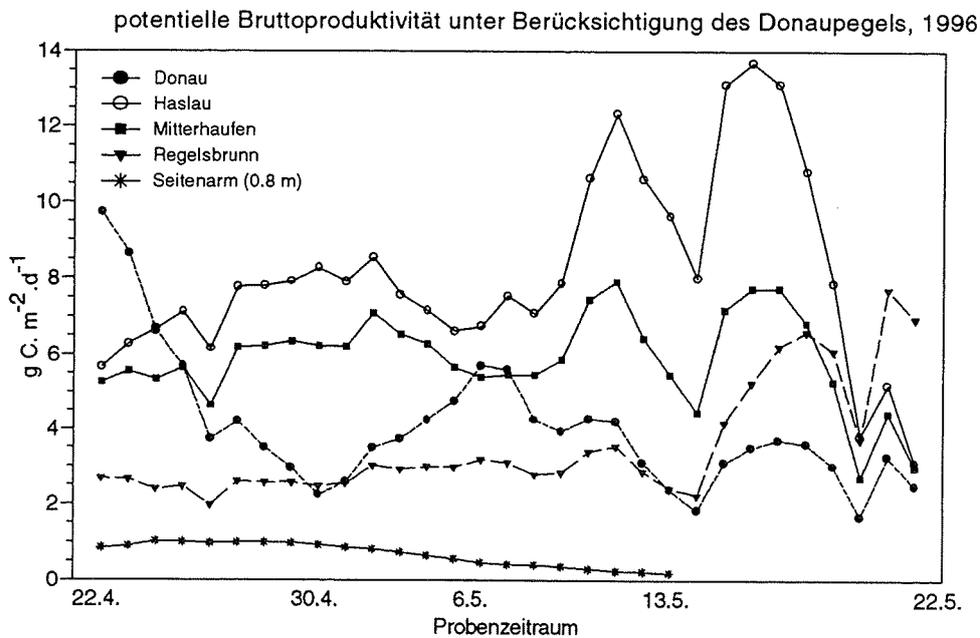


Abb. 27: Bruttoproduktivitätsmodell unter Miteinbeziehung des Donaupegels Höhe Orth, Untersuchungsperiode 1996. Im isolierten Seitenarm wurde über den gesamten Untersuchungszeitraum eine Tiefe von 80 cm angenommen.

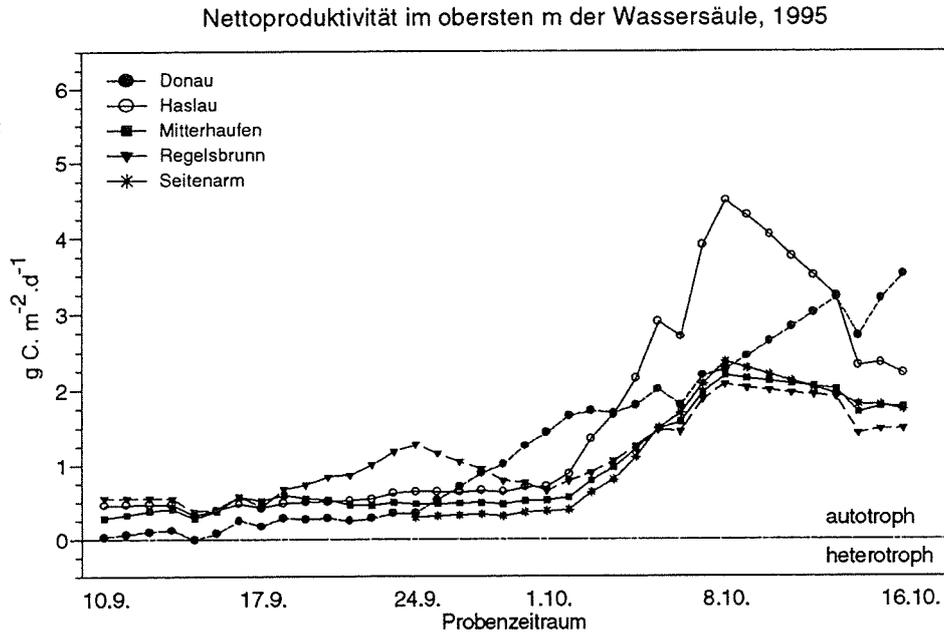


Abb. 28: Nettoproduktivität der pelagischen Lebensgemeinschaft im obersten Meter der Wassersäule, Untersuchungsperiode 1995. Die strichlierte Linie kennzeichnet den Übergang vom autotrophen in den heterotrophen Zustand.

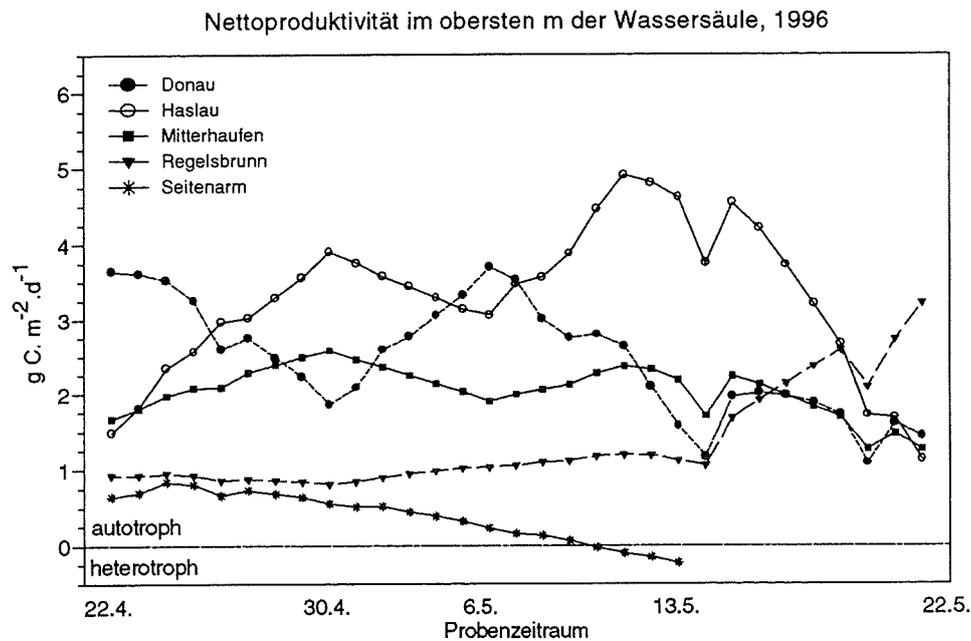


Abb. 29: Nettoproduktivität der pelagischen Lebensgemeinschaft im obersten Meter der Wassersäule, Untersuchungsperiode 1996. Die strichlierte Linie kennzeichnet den Übergang vom autotrophen in den heterotrophen Zustand.

Bei der Nettoproduktivitätsberechnung wurde von der Bruttoproduktivität die Respiration der Lebensgemeinschaft über 24h subtrahiert. Hier ist die Miteinbeziehung der Standortmorphologie von besonderer Bedeutung. Bei hohen Wasserständen tritt verstärkt die Respiration in den Vordergrund, da sie über die gesamte Wassersäule gleich ist, während die Photosynthese durch die vertikale Lichtattenuation mit zunehmender Tiefe vermindert ist. Leider liegen bis dato keine genauen Daten zur Morphologie und Hydrologie der einzelnen Standorte vor, so daß die Nettoproduktivität auf den obersten Meter der Wassersäule bezogen wurde.

Berechnungen zur Nettoproduktivität im obersten Meter der Wassersäule zeigten, daß bis auf den Seitenarm ab dem 10.5.1996 sämtliche Punkte eine positive Kohlenstoffbilanz hatten (Abb. 28 und 29). Die maximalen Werte wurden zu beiden Untersuchungsperioden bei Haslau verzeichnet (um $4,5 \text{ g C.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$). Nach dem sommerlichen Hochwasser 1995 lagen im September geringe Nettoproduktivitäten um $0,5 \text{ g C.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ vor. Nach Vermehrung des Phytoplanktons stieg im Oktober 1995 die Nettoproduktivität stark an.

Generell höhere Nettoproduktivitäten im obersten Meter wurden 1996 vorgefunden (Abb. 29).

Als hydrologisch stark vom Donaustrom beeinflusste Probenpunkte wurden P1 (Donau) und P4 (Regelsbrunn) für eine zusätzliche Modellberechnung herangezogen. Hier wurden exemplarisch die Nettoproduktivitäten in Abhängigkeit des Pegelstandes berechnet.

Im Donaustrom konnten zu Beginn der Herbstuntersuchung 1995 heterotrophe Zustände ermittelt werden (Abb. 30). Im weiteren Verlauf etablierten sich die pelagischen Primärproduzenten in der Donau 1995 wiederum. Bis zum Ende der Untersuchungsperiode kam es zu einem annähernd kontinuierlichen Anstieg der Nettoproduktivität (Maximum um den 10.10. mit rund $4,5 \text{ g C.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$).

Am Beginn der Untersuchung 1996 herrschten bei Mittelwasser in der Donau gute Lichtbedingungen und sehr hohe Chlorophyll-a-Konzentrationen vor ($45 \text{ mg Chl-a.m}^{-3}$). Dies bedingte auch die hohe Nettoproduktivität von rund $8,0 \text{ g C.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ (Abb. 31). Eine Verschlechterung der Lichtbedingungen und verminderte Phytoplanktonbiomassen führten kurz darauf zu einer starken Reduktion der Nettoproduktivität auf rund $2,7 \text{ g C.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$. Im

weiteren Verlauf kam es durch eine Schönwetterperiode und guter Nährstoffversorgung zu einem erneuten Anstieg der Chlorophyll-a-Mengen auf rund 40 mg Chl-a.m⁻³. Eine Hochwasserspitze um den 14./15.5.1996, die mit einer Schlechtwetterperiode verbunden war, bedingte den Zusammenbruch der Algengemeinschaft und kurzzeitig heterotrophe Verhältnisse im Donaustrom. Bis zum 22.5.1996 wurde jedoch wiederum eine Nettoproduktivität von rund 2,0 g C.m⁻².d⁻¹ verzeichnet.

Im Vergleich zum Donaustrom erscheint die Nettoproduktivitätskurve des Regelsbrunner Hauptarmes über weite Bereiche ausgeglichener (Abb. 32 und 33), was auf die Mengen an Phytoplankton zurückzuführen ist. Im Frühjahr 1996 kam es durch die Hochwasserwelle zu einem deutlichen Einbruch der Nettoproduktivität (Abb. 33). Der Rückstau der Donau in diesen Bereich dürfte jedoch zusammen mit besseren Unterwasserlichtverhältnissen die Etablierung der pelagischen Algen begünstigt haben, da um den 20.5.1996 eine maximale Nettoproduktivität von rund 7,0 g C.m⁻².d⁻¹ berechnet werden konnte.

ERTL (1985) verglich die Primärproduktion im Donaustrom mit jener aus einem angebundenen Altarmsystem (Stromkilometer 1820, Gabčíkovo). In der Donau konnte ein deutlicher negativer Zusammenhang zwischen Primärproduktion und Durchflußmenge festgestellt werden. Die Bruttoproduktivität im Seitenarm erreichte im Hochsommer maximale Werte um 24 g O₂.m⁻².d⁻¹ (7,5 g C.m⁻².d⁻¹), im Donaustrom wurden maximal 14 g O₂.m⁻².d⁻¹ (4,4 g C.m⁻².d⁻¹) verzeichnet. Bedingt durch die hohe Dynamik dieses Ökosystems traten jedoch starke Schwankungen der Produktivität auf. Im vierjährigen Durchschnitt wurden im Donaustrom 1,4 g O₂.m⁻².d⁻¹ (0,4 g C.m⁻².d⁻¹), im Altarmsystem 6,2 g O₂.m⁻².d⁻¹ (1,9 g C.m⁻².d⁻¹) berechnet. Maxima in Seitenarmen konnten bei langsamen, kontinuierlichen Durchfluß festgestellt werden. Bei länger andauernden Niederwasserperioden sank die Produktivität deutlich ab (ERTL 1985).

Nettoproduktivität im Donaustrom, 1995

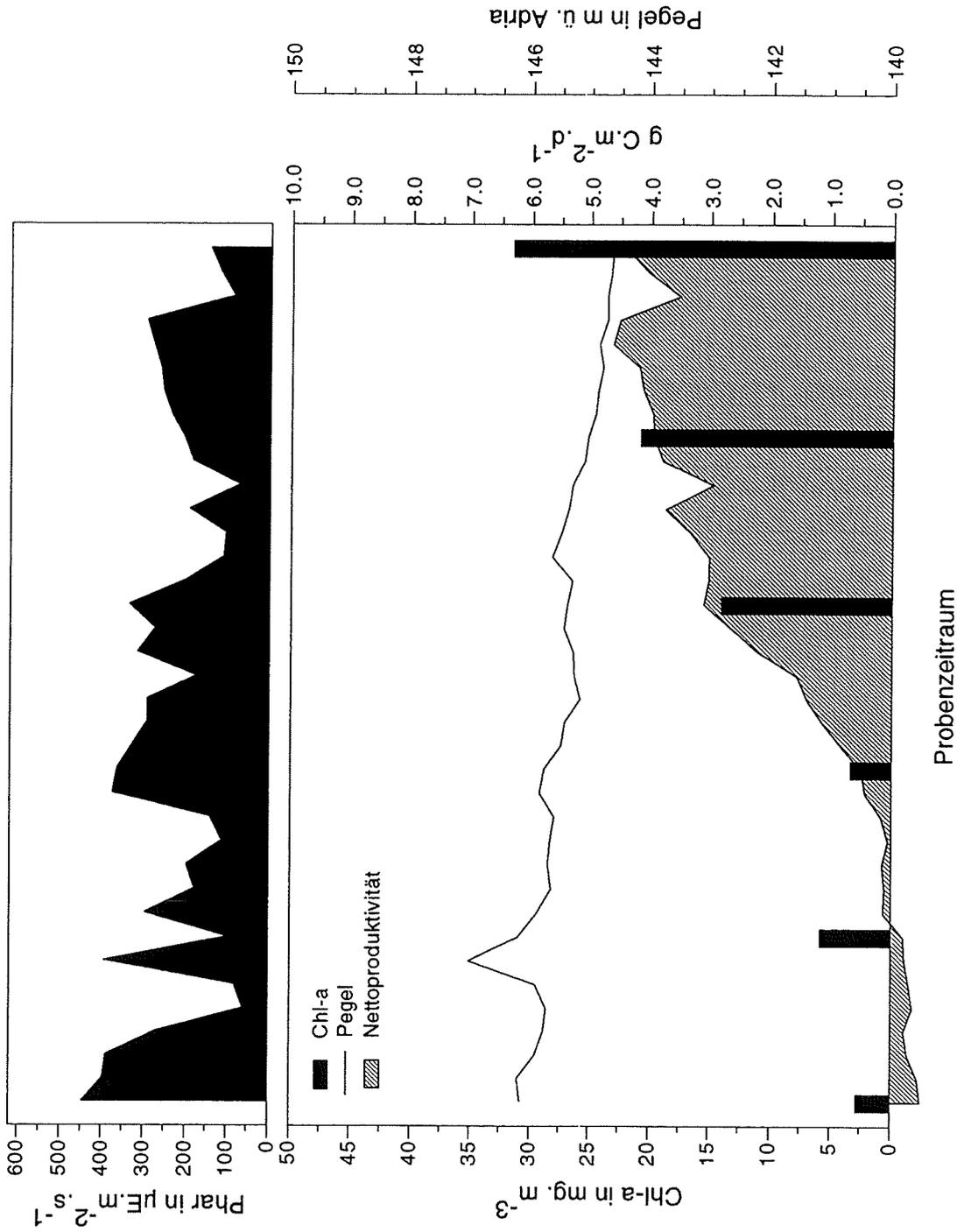


Abb. 30: Nettoproduktivität im Donaustrom 1995 unter Miteinbeziehung des Donauegels. Die obere Teilgraphik stellt die mittlere tägliche Einstrahlung auf die Gewässeroberfläche dar. In der unteren Teilgraphik sind die erhobenen Chlorophyll-a-Werte, der Donauegel und die berechnete Nettoproduktivität eingezeichnet. Beachte den heterotrophen Zustand zu Beginn der Untersuchung.

Nettoproduktivität im Donaustrom, 1996

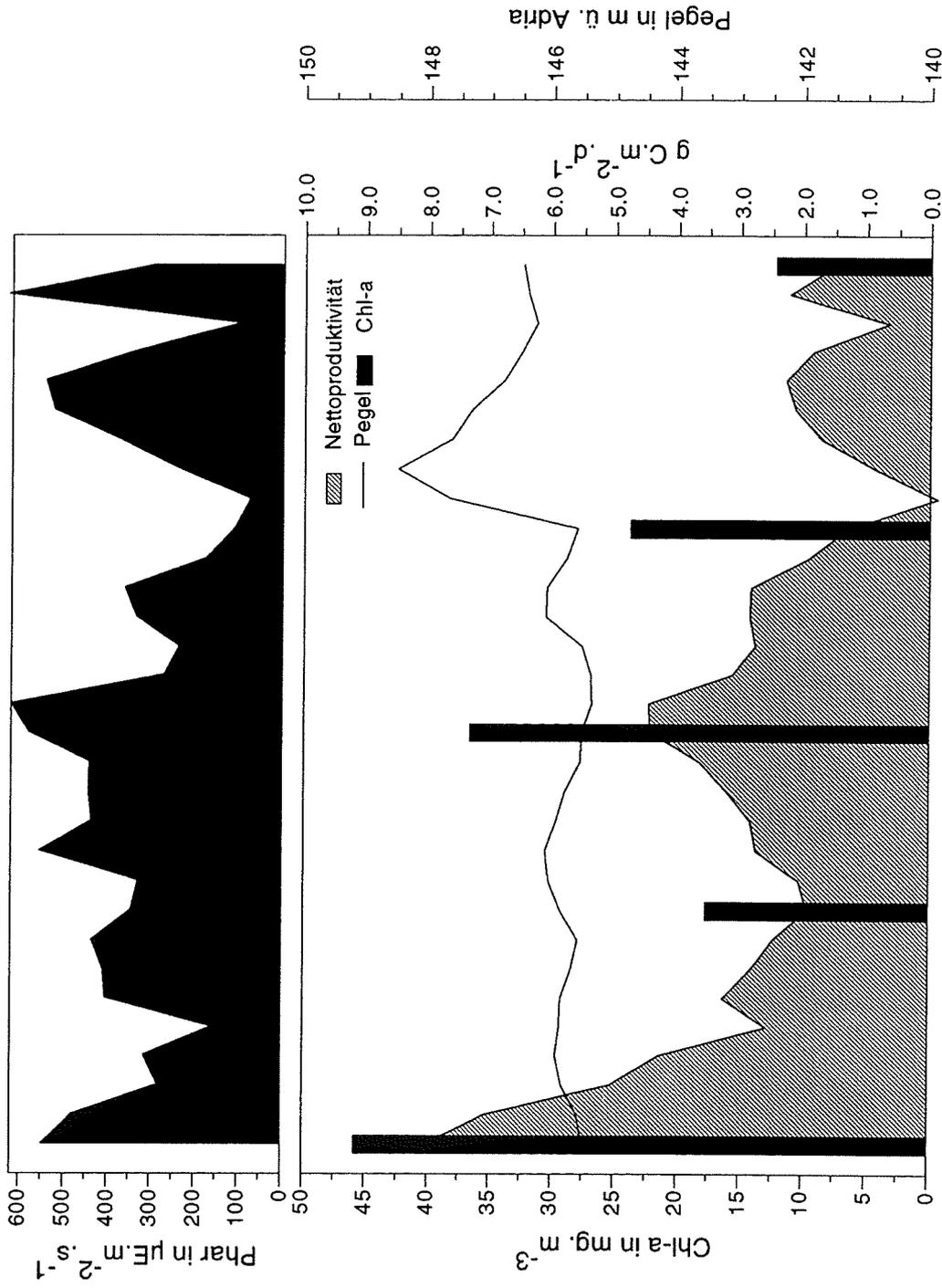


Abb. 31: Nettoproduktivität im Donaustrom 1996 unter Miteinbeziehung des Donauegels. Die obere Teilgraphik stellt die mittlere tägliche Einstrahlung auf die Gewässeroberfläche dar. In der unteren Teilgraphik sind die erhobenen Chlorophyll-a-Werte, der Donauegel und die berechnete Nettoproduktivität eingezeichnet.

Probenzeitraum

Nettoproduktivität im Hauptarm Regelsbrunn, 1995

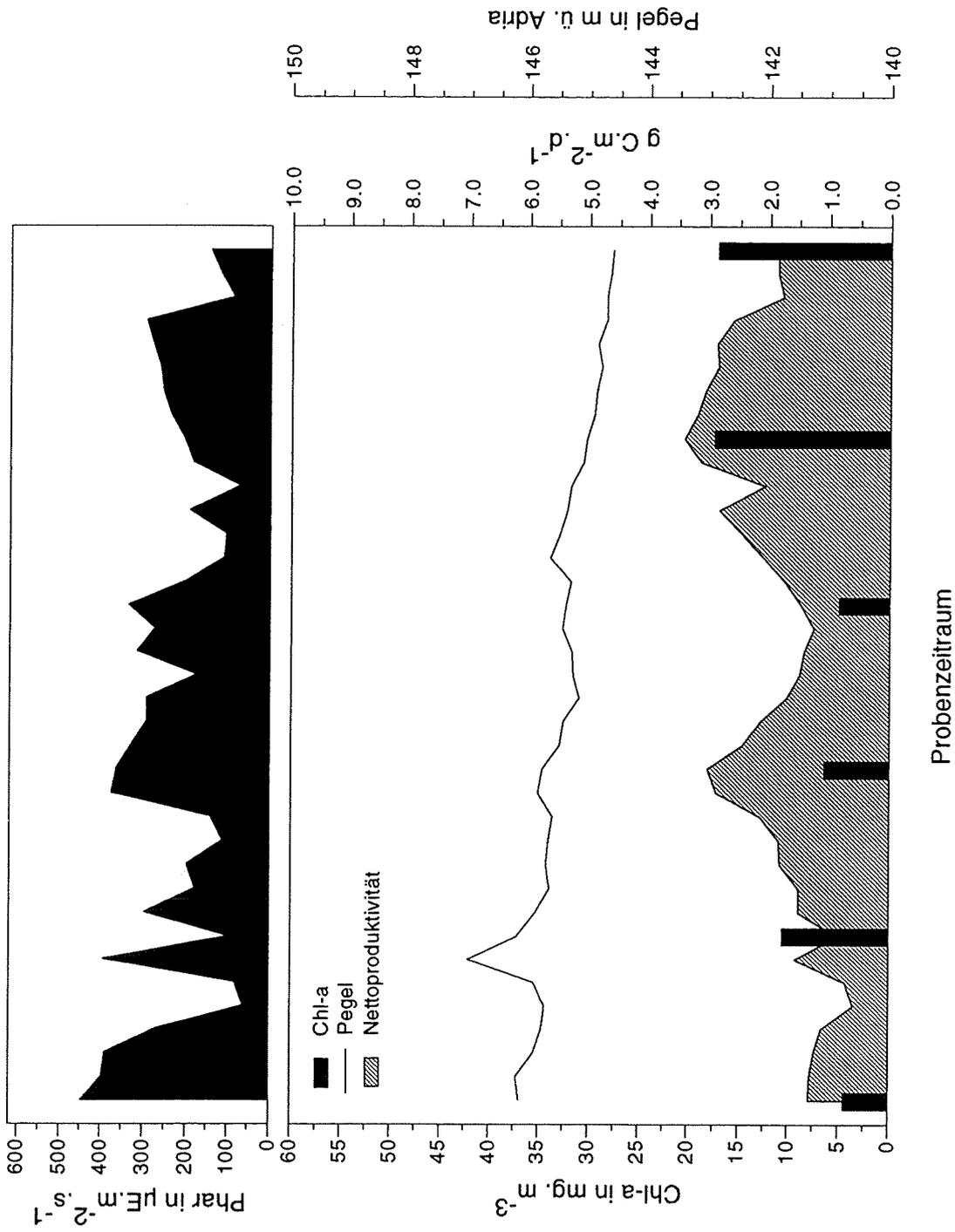


Abb. 32: Nettoproduktivität bei Regelsbrunn 1995 unter Miteinbeziehung des Donauegels. Die obere Teilgraphik stellt die mittlere tägliche Einstrahlung auf die Gewässeroberfläche dar. In der unteren Teilgraphik sind die erhobenen Chlorophyll-a-Werte, der Donaupegel und die berechnete Nettoproduktivität eingezeichnet.

Nettoproduktivität im Hauptarm Regelsbrunn, 1996

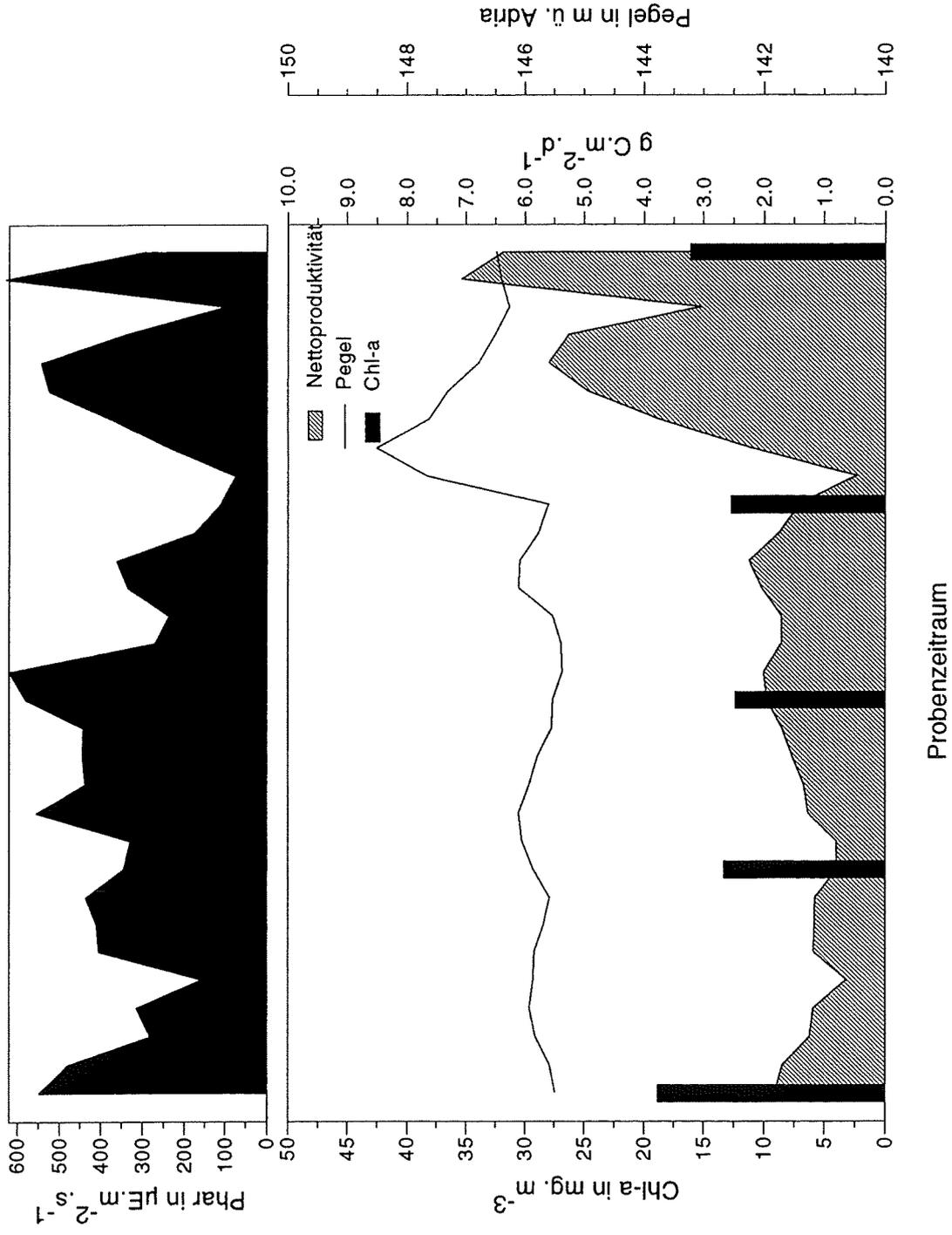


Abb. 33: Nettoproduktivität bei Regelsbrunn 1996 unter Miteinbeziehung des Donauegels. Die obere Teilgraphik stellt die mittlere tägliche Einstrahlung auf die Gewässeroberfläche dar. In der unteren Teilgraphik sind die erhobenen Chlorophyll-a-Werte, der Donauegel und die berechnete Nettoproduktivität eingezeichnet

3.4. Phytoplankton

P1 (Donau, Tab. 22-24, 37-39, 53, 60): Im Untersuchungszeitraum konnten im Donaustrom insgesamt 159 Taxa festgestellt werden (100 Taxa Bacillariophyceae). Neben der pennaten, koloniebildenden Kieselalge *Asterionella formosa* waren vor allem kleine zentrische Formen, wie *Cyclotella meneghiniana*, *Stephanodiscus hantzschii* var. *tenuis* und *Stephanodiscus minutulus* in beiden Untersuchungsperioden in großen relativen Häufigkeiten vertreten. Kettenbildende zentrale Kieselalgen wie *Aulacoseira granulata*, *Aulacoseira islandica* und *Aulacoseira italica* wurden ebenfalls in großen Mengen angetroffen. Mit absinkendem Wasserstand konnten ab dem 1.10. in zunehmendem Maße pennate Kieselalgen aus der Gattung *Fragilaria*, *Navicula* und *Nitzschia*, aber auch die große zentrische Diatomee *Stephanodiscus neoastraea* beobachtet werden (Tab. 53).

Im April 1996 fand man aufgrund der herrschenden Niedrigwassersituation eine ähnliche Artenzusammensetzung wie 1995 vor (Tab. 60). Nach der Hochwasserwelle - die um den 14./15.5. zu beobachten war - kam es am 22.5. zu einem Rückgang der pennaten Kieselalgen (Tab. 60).

Chlorophyceae s.l. stellen mit 43 die zweithöchste Taxaanzahl. Bis auf *Basichlamys sacculifera*, *Chlamydomonas* sp., *Eudorina elegans*, *Gonium pectorale*, *G. sociale* und *Pandorina morum* (Flagellaten) wurden ausschließlich kokkale Grünalgenvertreter angetroffen. Waren die Grünalgen im Herbst 1995 mit sehr geringen relativen Häufigkeiten vertreten, nahm die Bedeutung einzelner kokkaler Vertreter im Frühling 1996 zu (*Scenedesmus acuminatus*, *Scenedesmus quadricauda*, *Pediastrum boryanum* und *Actinastrum hantzschii*).

Das Donauplankton wurde zu beiden Untersuchungsperioden von Bacillariophyceen, die der kokkalen Lebensform zugehören, geprägt (Abb. 34 und 41; Tab. 22-24, 37-39). Monadale Lebensformen wurden in einem wesentlich geringeren Ausmaß angetroffen. Im Untersuchungszeitraum 1995 dominierten unter den Flagellaten kurz nach dem sommerlichen Hochwasserereignis Cryptophyceen (rund 14%, Abb. 34, Tab. 22). Mit zunehmender Niederwassersituation verminderte sich der Anteil der monadalen Lebensform auf rund 7%.

1996 trugen Flagellaten nur zu rund 5% an der Gesamtalgenbiomasse bei (Tab. 37-39). Fädige Algen konnten in nur unbedeutenden Mengen nachgewiesen werden.

Die geringe Biomasse im September 1995 ($0,27 \text{ g.m}^{-3}$) ist auf das vorangegangene Hochwasser und auf die schlechten Lichtbedingungen zurückzuführen (Abb. 34, Tab. 22). Die für Algen günstige Niederwassersituation im Oktober konnte wegen der suboptimalen Licht- und Temperaturverhältnisse jedoch nicht mehr voll ausgenützt werden. In der Untersuchungsperiode 1995 wurde der Maximalwert von $2,95 \text{ g.m}^{-3}$ am 8.10. erreicht (Tab. 24).

Die gegenüber den Herbstterminen erhöhte Globalstrahlung und damit verbundene bessere Lichtversorgung führte im Frühjahr 1996 zu höheren Algenbiomassen (Abb. 39, Tab. 37-39). Zu Beginn der Untersuchungsperiode wurde mit $8,28 \text{ g.m}^{-3}$ das Maximum verzeichnet. Im weiteren Verlauf der Untersuchungsperiode verminderte sich die Biomasse besonders nach Durchgang einer Hochwasserspitze (Abb. 39).

P2 (Haslau, Tab. 25-27, 40-42, 54, 61): Im Regelsbrunner Hauptarm (oberer Abschnitt) konnten 159 Algentaxa bestimmt werden. 109 Taxa entfielen auf die Bacillariophyceae, die wie im Donauplankton die artenreichste Gruppe darstellten. Unmittelbar nach dem Hochwasserereignis wurde eine äußerst geringe Artenanzahl vorgefunden (10.9.: 29 Taxa, Tab. 54). Ab dem 17.9. wurden bedeutend mehr Arten angetroffen, die Algengemeinschaft erholte sich sehr rasch von dem Hochwasserereignis. Im Unterschied zur Donau bestimmten mit zunehmender Niederwassersituation neben Kieselalgen monadale Lebensformen das mikroskopische Bild. Ab dem 1.10. traten zart gebaute Flagellaten aus der Klasse der Chrysophyceae (*Dinobryon divergens*, *Synura petersenii*) und die Grünalge *Pandorina morum* in hohen relativen Abundanzen auf.

Im April und Mai 1996 glich die Arten- und relative Abundanzverteilung der Kiesel- und Grünalgen jener des Donauplanktons (Tab. 61). Neben den zentralen Kieselalgen traten verstärkt koloniebildende Formen, wie *Diatoma tenuis*, *Fragilaria crotonensis* und *Tabellaria flocculosa* auf. Darüber hinaus kamen auch in diesem Zeitraum die Chrysoflagellaten *Dinobryon divergens* und *Synura petersenii* mit großen relativen Häufigkeiten auf. Nach dem Hochwasserereignis wurden nur noch wenige dieser fragilen Kolonien vorgefunden. Durch den

„Ausspüleeffekt“ verschwanden vermutlich auch die Panzerflagellaten, die am 13.5.1996 noch in relativ hoher Artenanzahl beobachtet werden konnten (Tab. 61).

Die im Vergleich zum Donaustrom geringere Strömungsgeschwindigkeit erlaubte mit sinkenden Wasserstand eine zunehmende Etablierung monadaler, zart gebauter Formen. Bedeutende Unterschiede im Auftreten von Arten konnten nicht festgestellt werden, es kam jedoch zu einer Verschiebung der Biomasseanteile (Abb. 35 und 40, Tab.25-27, 40-42).

Im Vergleich zum Donaustrom gewannen die Flagellaten im Bereich Haslau quantitativ stark an Bedeutung (Abb. 35). Am 24.9.1995 stellten Flagellaten rund 60% der Algenbiomasse (Tab. 26). Davon entfielen 55% auf Cryptophyceae. Am 8.10.1995 verminderte sich der Anteil der monadalen Lebensformen auf rund 40%. Vertreter aus den Gruppen der Crypto-, Crysophyceae und Chlorophyta kamen in gleichen Mengen auf. Am 8.10.1995 wurde bei Punkt P2 (Haslau) das Biomassemaximum verzeichnet ($6,63 \text{ g.m}^{-3}$), davon fielen $3,77 \text{ g.m}^{-3}$ auf Bacillariophyceae (Tab. 27).

1996 kam es zu einer kontinuierlichen Abnahme der Algenbiomasse von $6,26 \text{ g.m}^{-3}$ auf $0,60 \text{ g.m}^{-3}$ (Abb. 40, Tab. 40 bis 42). Am 22.4. und 6.5. traten Flagellaten zu rund 25% auf. Nach Durchgang der Hochwasserwelle verminderte sich der Anteil zugunsten kokkaler Algen auf rund 4%. Kieselalgen, die mit dem Donauwasser eingespült wurden, dominierten im mikroskopischen Bild.

P3 (Hauptarm Mitterhaufen, Tab. 28-30, 43-45, 55, 62): Im Herbst 1995 verloren im Vergleich zum Probepunkt P2 die zentrischen Bacillariophyceen an Bedeutung. *Stephanodiscus hantzschii* var. *tenuis* war die einzige zentrale Form, die in großen relativen Abundanzen auftrat. In der Ordnung der pennaten Diatomeen konnten einige Taxa in größeren relativen Häufigkeiten angetroffen werden (*Asterionella formosa*, *Fragilaria ulna*, *Navicula capitatoradiata*, *Navicula menisculus* und *Navicula trivialis*). Das massive Auftreten monadaler koloniebildender Algen ab dem 1.10.1995 wurde auch an diesem Standort beobachtet.

Während des Untersuchungszeitraumes im Frühling 1996 zeigten die Probepunkte P2 und P3 ein sehr ähnliches Bild. Am 6.5.1996 wurde die volvocale Grünalge *Eudorina elegans* in hohen relativen Abundanzen im Pelagial nachgewiesen.

Auch an diesem Standort führte das Hochwasser am 22.5. zum Rückgang der pennaten Diatomeen und Chrysophyceen.

An den Septemberterminen war die Algenbiomasse mit jener von Haslau (P2) vergleichbar. Am 8.10.1995 wurden jedoch mit $2,06 \text{ g}\cdot\text{m}^{-3}$ deutlich geringere Werte verzeichnet, die aus niedrigeren Kieselalgenmengen resultierten (Abb. 36).

Auch 1996 konnten im Bereich der Mitterhaufentraverse ähnliche Algenbiomassen wie bei Haslau ermittelt werden (Abb. 41). Das Maximum wurde am 22.4.1996 mit $6,92 \text{ g}\cdot\text{m}^{-3}$ verzeichnet, am 22.5. traten nach dem Hochwasserereignis die niedrigsten Phytoplanktonmengen auf.

P4 (Regelsbrunn, Tab. 31-33, 46-48, 56, 63): Dieser Probepunkt liegt im untersten Bereich des Hauptarmes unmittelbar vor Einmündung in den Donaustrom. Bei höheren Wasserständen kommt es zu einem Rückstau der Donau in das Altarmsystem. Am 10.9.1995 glichen die mikroskopischen Analysen jenen der Donau mit einer ausgeprägten Dominanz kettenbildender zentrischer Diatomeen. Beispiele dafür sind *Aulacoseira italica* und *Aulacoseira granulata*. Hohe relative Abundanzen konnten auch bei der schwach verkieselten Form *Skeletonema potamos* beobachtet werden. Das gehäufte Auftreten dieser Art ist möglicherweise auf die im Vergleich zur Donau geringeren Strömungsgeschwindigkeiten und Turbulenzen im Altarm zurückzuführen. Mit Ausbildung der Niederwassersituation ähnelte die Algenbiozönose mehr und mehr jener in den flußauf gelegenen Probenpunkten P2 und P3. An diesem Standort konnten bereits ab dem 17.9.1995 Chrysophyceen-Flagellaten (*Synura petersenii*) verzeichnet werden. Am 24.9.1995 kam es hier zu einem massiven Auftreten dieser Art. Gute Nährstoffbedingungen und Lichtverhältnisse sowie geringe Turbulenzen und Strömungsgeschwindigkeiten dürften für dieses plötzliche Auftreten ausschlaggebend gewesen sein. Auch *Pandorina morum* trat am 24.9.1995 in hohen relativen Abundanzen auf.

Von April bis Mitte Mai 1996 wurden neben der koloniebildenden Diatomee *Asterionella formosa* und kleiner zentrischer Bacillariophyceae, Chrysophyceae mit großen relativen Häufigkeiten vorgefunden. Neben *Dinobryon divergens* und *Synura petersenii* trat die Kolonie *Uroglena spinosa* auf. Als einzige bisherige Fundorte dieser Art werden die Altwässer bei Wien angegeben.

Das Auftreten der Organisationsstufen gleicht jenem der Punkte P2 und P3. Im Vergleich zum Donaustrom treten monadale Lebensformen wesentlich stärker in Erscheinung. An diesem Standort wies die Algenbiomasse die geringsten Schwankungen auf (Abb. 37 und 42). Im Vergleich zu den anderen Standorten wurden hier nach Hochwasserereignissen die höchsten Biomassen verzeichnet. Der Grund dafür ist im Rückstau der Donau in das Altarmsystem zu suchen. Hier vergrößert sich dadurch die Retentionszeit des Wasserkörpers.

P5 (Seitenarm, Tab. 34-36, 49-50, 57, 64): Dieser Probepunkt stellt einen isolierten Seitenarm dar. Mit 104 von insgesamt 128 Taxa waren die Bacillariophyceen am artenreichsten vertreten. Die typischen zentralen Donaukieselalgen traten gegenüber pennaten Formen in den Hintergrund. Auffallend waren die geringen Artenzahlen an den ersten beiden Terminen 1995 und die allgemein niedrigen relativen Abundanzen. Erst ab dem 1.10.1995 konnten vor allem bei pennaten Bacillariophyceen höhere relative Häufigkeiten festgestellt werden. Bei den pennaten Formen traten neben planktischen Arten auch benthische auf: *Achnanthes minutissima* und *Gomphonema spp.* konnten in größeren Mengen beobachtet werden.

Vom 22.4. bis zum 13.5. 1996 wurde die Oberfläche des Gewässers nach und nach völlig von Grünalgenwatten bedeckt. Während dieser Untersuchungsperiode dominierten benthische Bacillariophyceae, wie *Achnanthes minutissima*, *Cocconeis placentula*, *Gomphonema spp.*, *Rhoicosphenia abbreviata* und große pennate Formen (*Neidium ampliatum* und *Pinnularia viridis*). Typische Planktonformen waren in diesem Zeitraum kaum von Bedeutung. Einzelne Arten, mit einem Verbreitungsschwerpunkt in sehr elektrolytreichem Wasser und unter Bedingungen erhöhter osmotischer Druckschwankungen wurden ebenfalls bestimmt: z. B. *Navicula halophila* und *Navicula tuscula*. Am 13.5.1996 wurden u.a. aufgrund der zunehmend schlechten Lichtsituation und starkem Zooplankton-Grazing nur noch 33 Arten vorgefunden. Während des Hochwasserereignisses nach dem 13.5. wurde der Seitenarm an das Auensystem angebunden. Dadurch wurden die fädigen Grünalgen und mit ihnen die epilithischen und -

phytischen Diatomeen ausgespült. Anstatt der bisher vorherrschenden benthischen Lebensgemeinschaft konnten am 22.5. typische Donauplancter, *Asterionella formosa*, *Diatoma tenuis*, *Tabellaria flocculosa*, zentrische Diatomeen und kokkale Grünalgen nachgewiesen werden.

In der Herbstperiode 1995 traten gegenüber dem dynamischen Hauptarm Flagellaten in einem etwas geringeren Umfang auf (Abb. 38). 1996 kehrte sich das Bild um, Cryptoflagellaten dominierten mit rund 95% die pelagische Algengemeinschaft (Abb. 43). Am 13.5. gewannen Kieselalgen an Bedeutung, nach Durchgang der Hochwasserwelle dominierten sie im Plankton.

Im abgedämmten Seitenarm konnten am 10.9.1995 und 22.5.1996 nur äußerst geringe Algenmengen festgestellt werden (die Zählergebnisse sind dadurch nicht repräsentativ). Die sehr geringen Algenbiomassen spiegeln sich auch in den niedrigen Chlorophyll-a-Werten und den Primärproduktionsdaten wider.

P6 (Maria Ellend, Tab. 58 und 65): Der Probepunkt liegt im Hauptarm flüßauf der Donaueinströmbereiche. In diesem Abschnitt konnten insgesamt 171 Algentaxa bestimmt werden. Im Vergleich mit den bisher beschriebenen, flüßab gelegenen Hauptarmpunkten konnten deutliche Unterschiede in der Abundanz festgestellt werden. Bereits am 10.9. traten Chrysoflagellaten in größeren Häufigkeiten auf. Am 17.9.1995 bestimmten Chrysoflagellaten wie *Dinobryon divergens*, *Mallomonas sp.*, *Synura petersenii* und *Uroglena sp.* das mikroskopische Bild.

Nicht nur Chrysoflagellaten, sondern auch Cryptophyceae und koloniebildende Grünalgen konnten hier in großen relativen Abundanzen beobachtet werden. Ab dem 17.9.1995 traten die Volvocalen *Eudorina elegans*, *Gonium pectorale* und *Pandorina morum* sehr häufig auf.

Nur an diesem Standort konnten ab dem 17.9.1995 Panzerflagellaten (Dinophyceae) in größeren Mengen festgestellt werden. Panzerflagellaten sind typische K-Strategen und stellen das Ende einer Nahrungskette dar (SOMMER 1994).

Wie bei den anderen Probepunkten konnten innerhalb der Kieselalgen die meisten Taxa bestimmt werden. Neben den pennaten Planktonformen *Asterionella formosa* und *Fragilaria ulna* traten gehäuft kleine zentrische Formen wie *Cyclotella meneghiniana* und

Stephanodiscus hantzschii var. *tenuis* auf. Außerdem wurde *Aulacoseira granulata* und *Aulacoseira italica*, die kettenförmige Aggregate bilden, in großer Anzahl angetroffen.

Vergleicht man den Untersuchungszeitraum von Herbst 1995 mit dem Frühling 1996, stellten in beiden Perioden die Chrysophyceen die nach den Kieselalgen am stärksten vertretene Artengruppe dar. Cryptophyceen und Dinophyceen nahmen gegenüber 1995 eine geringere Rolle in der Algengemeinschaft ein. Auch während der Untersuchungsperiode 1996 zeigte sich, daß der Einfluß des Donauwassers bei Maria Ellend (Punkt P6) schwächer ist als bei den anderen flußab gelegenen Standorten.

Konnte am 22.5.1996 an den flußab gelegenen Probepunkten eine Artenverarmung und starke Algendezimierung beobachtet werden, traten beim Punkt P6 vermehrt kokkale und monadale Grünalgen auf. Zusätzlich prägte eingeschwemmtes Donauplankton (*Asterionella formosa*, *Aulacoseira spp.* und zentrische Diatomeen) die Lebensgemeinschaft. Die Chlorophyll-a-Daten deuteten zu diesem Termin eine voll ausgebildete Phytoplanktongemeinschaft an.

Die Algengemeinschaft bei Punkt P6 deutete auf geringe Strömung und geringen Wasseraustausch mit der Donau hin. Die damit verbundene längere Retentionszeit ermöglicht auch die Etablierung etwas langsamer wachsender K-Strategen. Bereits unmittelbar nach Hochwasserereignissen wurden gut ausgebildete Algengemeinschaft vorgefunden. Die hohen Chlorophyll-a-Werte zeigten, daß es hier zu keinen nennenswerten Verlusten durch „Ausspüleffekte“ kam.

P7 (Fischa, Tab. 59 und 66): Die monadoide Lebensform trat hier stark in den Hintergrund. Zum überwiegenden Teil wurden kokkale Formen vorgefunden. Der Schwerpunkt der Artenzusammensetzung und auch der Abundanz konnte bei den Bacillariophyceen festgestellt werden. Infolge starker Turbulenzen wurde ein gehäuftes Auftreten von Benthosalgen verzeichnet (z. B. *Cocconeis placentula* und verschiedene Arten aus der Gattung *Navicula*).

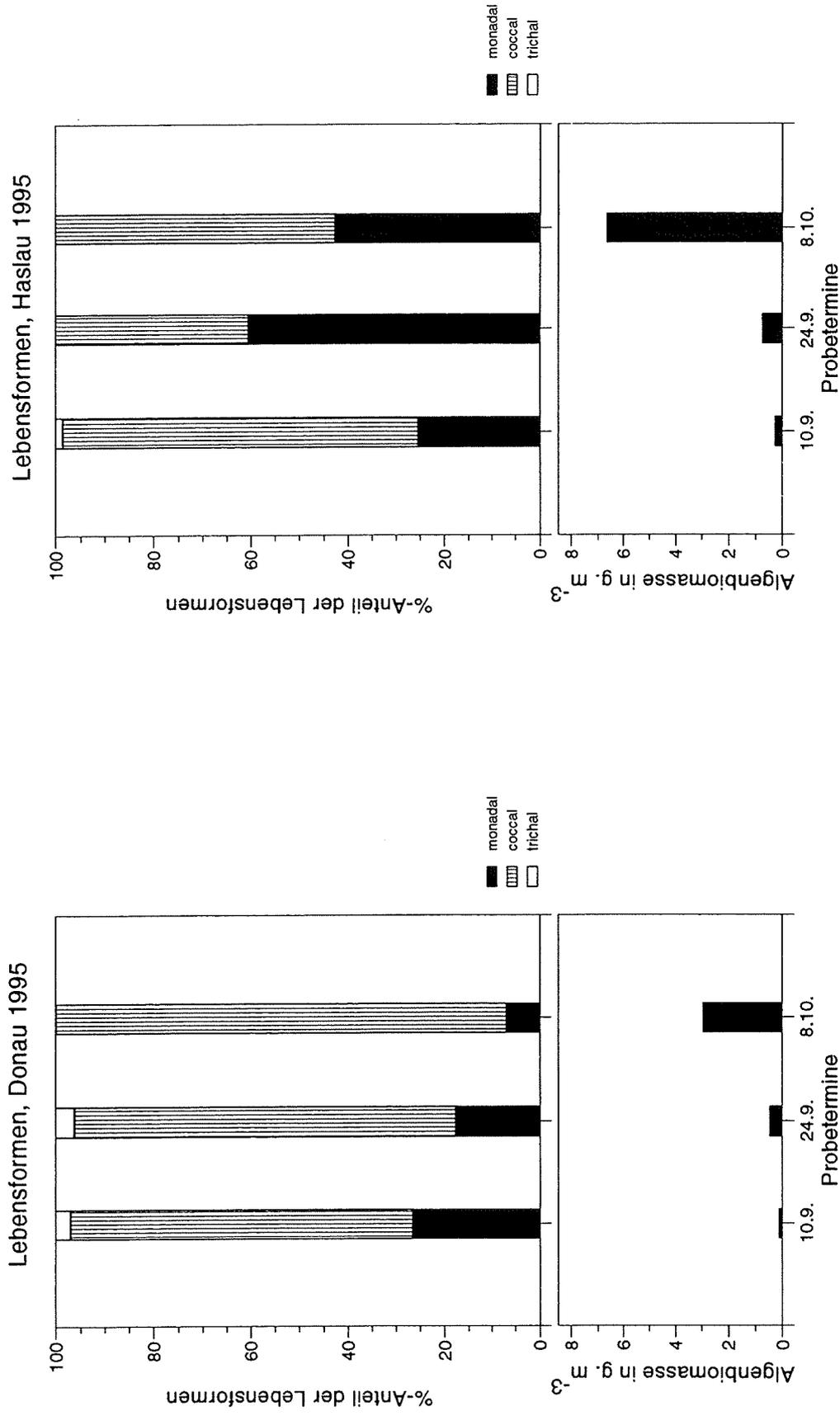


Abb. 34: Lebensformtypen bei P1 (Donau), 1995 - Überwiegen der kokkalen Form

Abb. 35: Lebensformtypen bei P2 (Haslau), 1995 - in der Au gewinnt die monadale Lebensweise zunehmend an Bedeutung

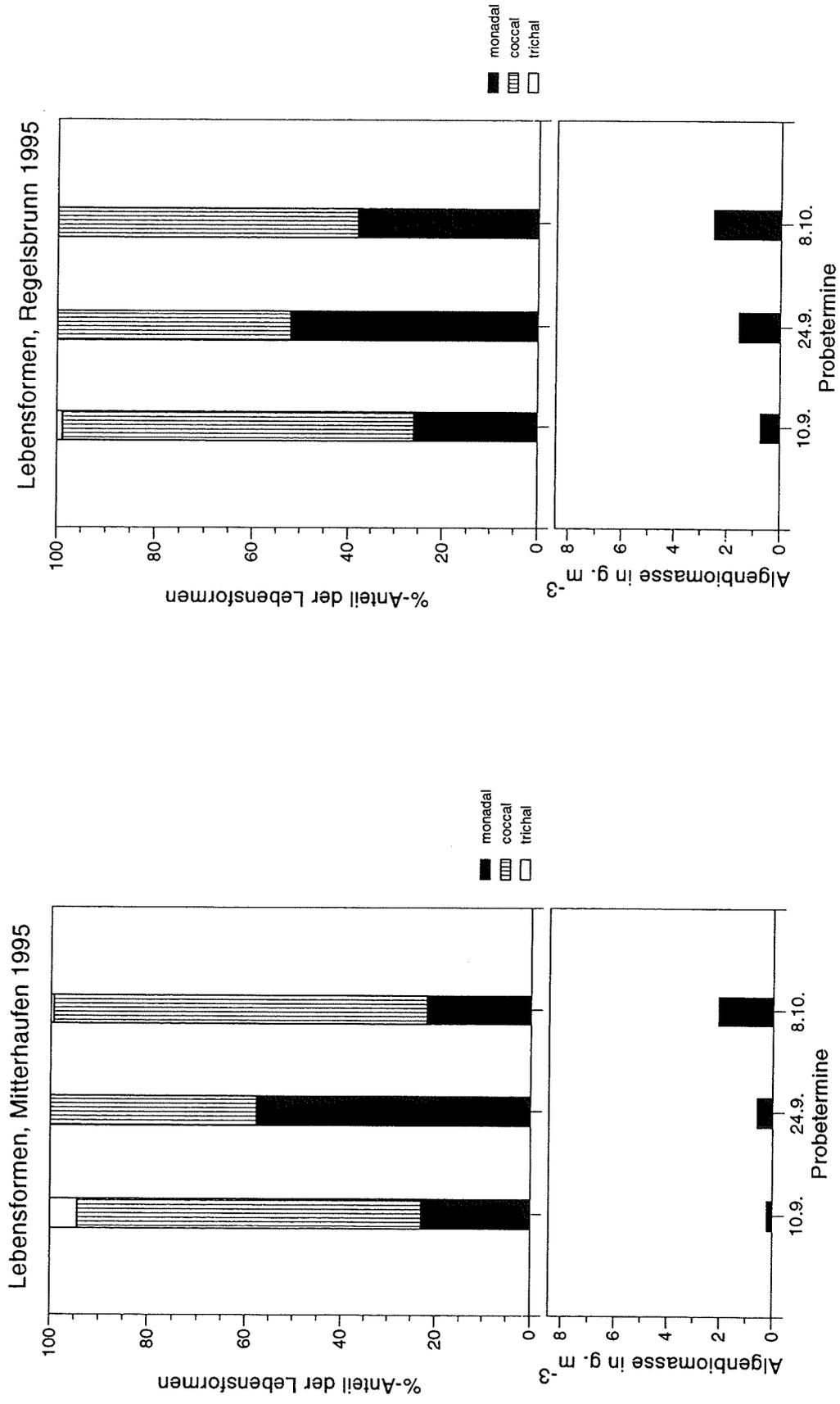


Abb. 36: Lebensformtypen bei P3 (Mitterhaufen), 1995

Abb. 37: Lebensformtypen bei P4 (Regelsbrunn), 1995

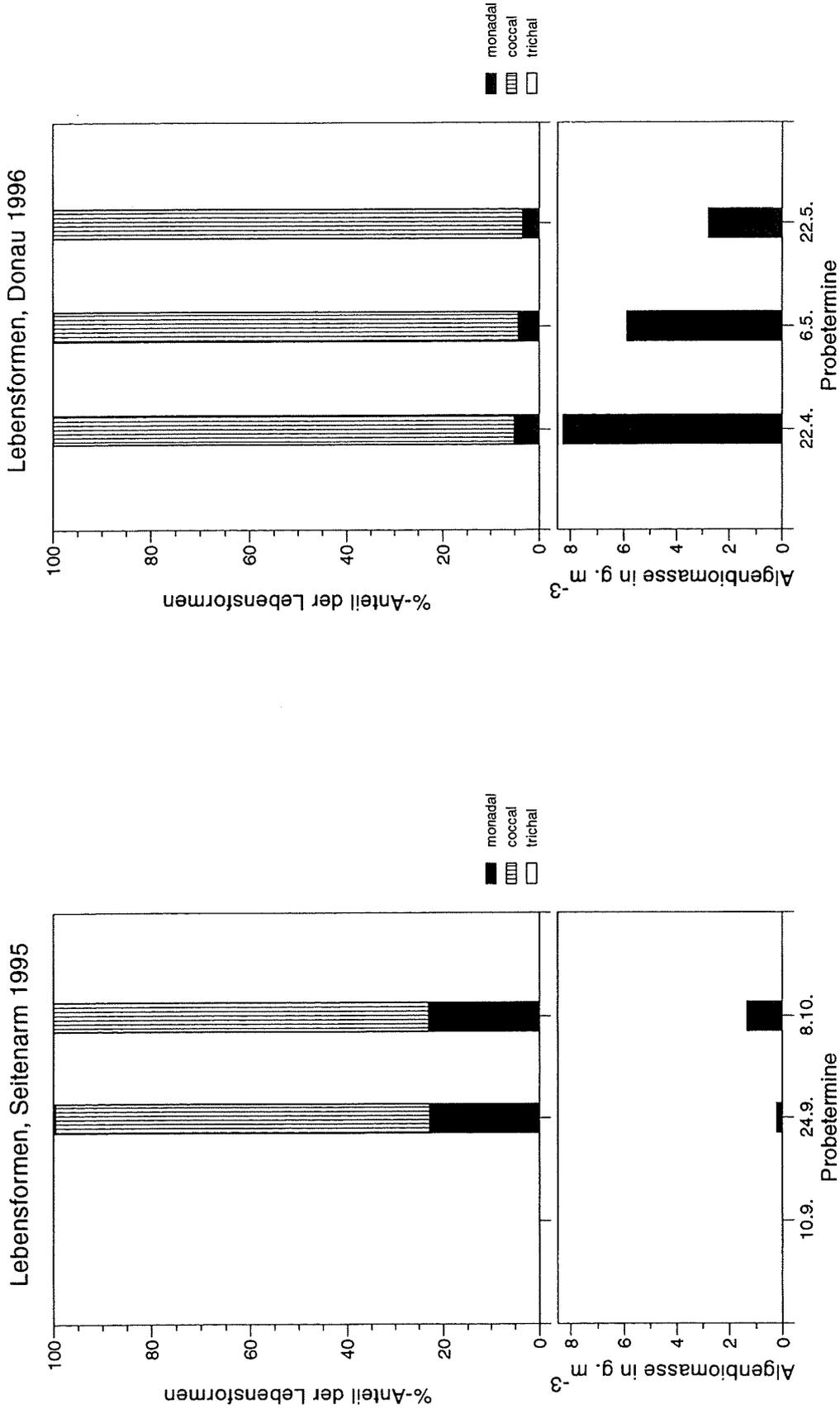


Abb. 38: Lebensformtypen bei P5 (Seitenarm), 1995. Im stark isolierten Gewässertyp Abb. 39: Lebensformtypen bei P1 (Donau), 1996 - Überwiegen der kokkalen Form dominiert die kokkale Lebensweise

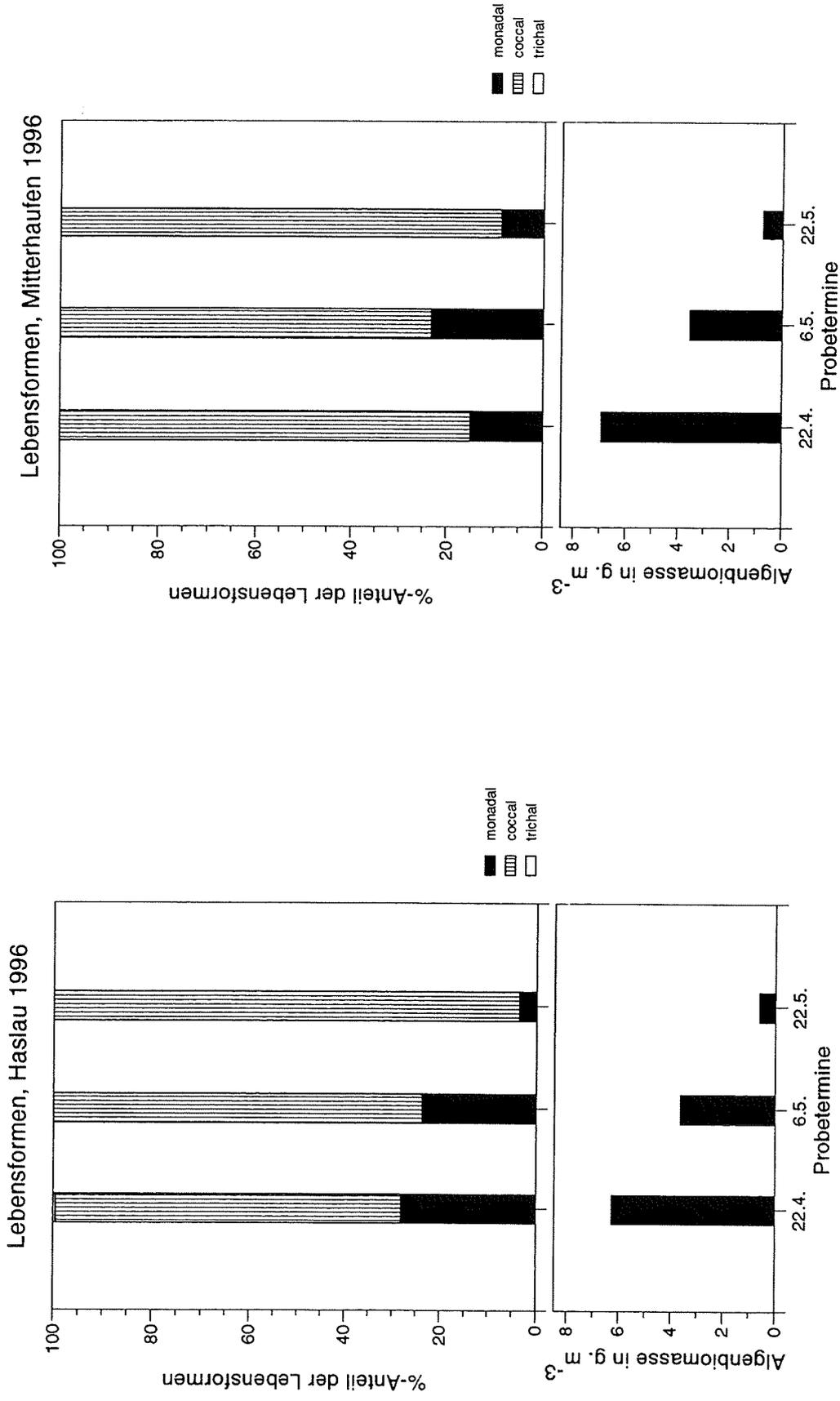


Abb. 40: Lebensformtypen bei P2 (Haslau), 1996 - in der Au gewinnt wie 1995 die monadale Lebensweise zunehmend an Bedeutung
 Abb. 41: Lebensformtypen bei P3 (Mitterhaufen), 1996

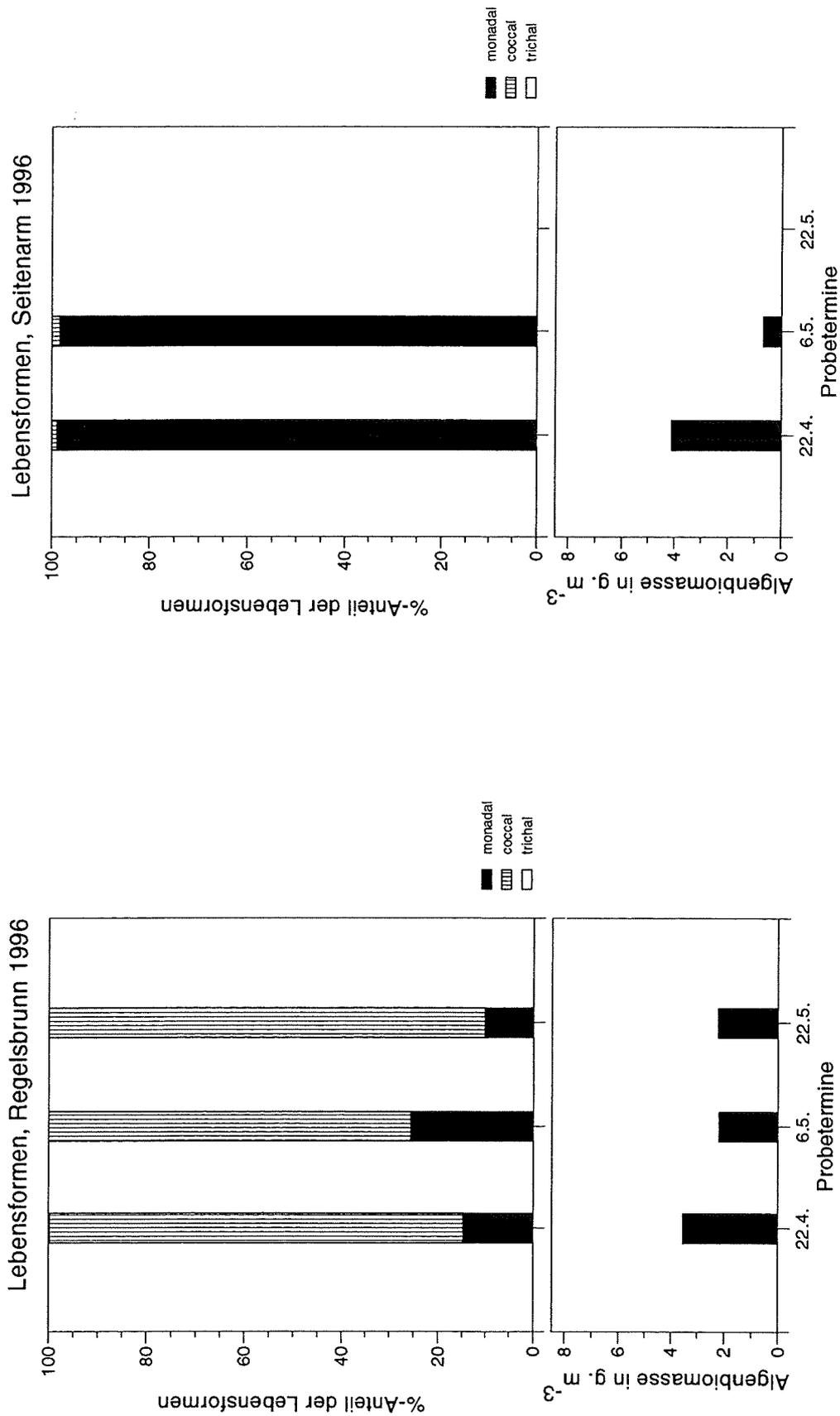


Abb. 42: Lebensformtypen bei P4 (Regelsbrunn), 1996

Abb. 43: Lebensformtypen bei P5 (Seitenarm), 1996. In diesem Gewässer dominiert 1996 die monadoide Lebensweise

3.5. Pigmente

In der Limnologie wird Chlorophyll-a häufig als einfacher Ersatzparameter der Algenbiomasse herangezogen (LAMPERT & SOMMER 1993, SCHWOERBEL 1993). Chlorophyll-a kommt in allen Organismen vor, die oxygene Photosynthese betreiben (mit eingeschlossen sind damit auch Cyanobakterien). In einer Literaturübersicht zeigte DONABAUM (1992), daß sich die Chlorophyll-a-Mengen aus Phytoplanktonuntersuchungen zum überwiegenden Teil 0,3% - 2,0% des Frischgewichtes betragen. Die Schwankungen lassen sich zum Teil aus methodischen Problemen bei der Algenbiomassebestimmungen erklären. Weiters ist der Chlorophyll-a-Gehalt als Indikator für den physiologischen Zustand der Algenesellschaft aufzufassen, der je nach Alter, Nährstoff- und Lichtverhältnissen variiert.

Für ungefähre Angaben über die Klassenanteile am Gesamtchlorophyll über die Berechnung von klassenspezifischen Tracern erscheint die HPLC-Analyse äußerst sinnvoll (BIANCHI et al 1993, DOWNES et al 1993, GIESKES & KRAAY 1983, 1986, LATASA et al 1992, LEHMAN 1981, MILLIE et al 1993a, b, ROY 1989, SCHAGERL & DONABAUM 1995, SOMA et al 1993, WILHELM et al 1991). Mit vergleichsweise geringem Arbeitsaufwand werden bedeutende Informationen über die Klassenzusammensetzung der Phytoplanktonassoziation oder des Algenaufwuchses gewonnen. Mit wesentlich größerem Zeitaufwand liefert die UTERMÖHL-Zählung (1958) zusätzliche Angaben zum Artenmuster. Die HPLC-Pigmentanalyse stellt somit einen Kompromiß zwischen der spektralphotometrischen Chlorophyll-Analyse und der UTERMÖHL-Zählmethode dar. Die daraus resultierenden Ergebnisse müssen aber mit dem Hintergrund betrachtet werden, daß die Klassenanteile aus physiologischen Parametern hergeleitet wurden und nicht aus tatsächlichen Biomassebestimmungen resultieren.

Zusätzlich zur mikroskopischen Ermittlung der Algenbiomasse, die auf subjektiven Eindrücken beruht und dadurch teilweise zu Über- b.z.w. Unterschätzungen führt, kann mit der Pigmentanalyse in kurzer Zeit wertvolle Zusatzinformation gewonnen werden.

Beide Methoden spiegeln somit auf unterschiedliche Weise gewonnene Ergebnisse wider. Korreliert die Basis der Pigmentanalyse - nämlich Chlorophyll-a - nicht besonders hoch mit der Algenbiomasse, so werden als Folge auch die Klassenanteile nicht zwingend übereinstimmen.

Idealerweise wird mittels HPLC-Pigmentanalysen ein enges Probenraster gelegt. Die daraus gewonnenen Daten werden mit qualitativen mikroskopischen Analysen in Zusammenhang gebracht. Je nach Datenlage werden nun wichtige Proben ausgewählt und deren Frischgewicht mittels UTERMÖHL-Methode bestimmt. Die Basisinformation liefert die schnell durchzuführende und objektive HPLC-Methode, bei Änderungen der Algengemeinschaft wird dann die extrem zeitaufwendige UTERMÖHL-Methode eingesetzt. Aus ihr werden weitere wichtige Erkenntnisse zur Zusammensetzung innerhalb des Klassenniveaus, zur Größenverteilung der Algen u.s.w. gewonnen.

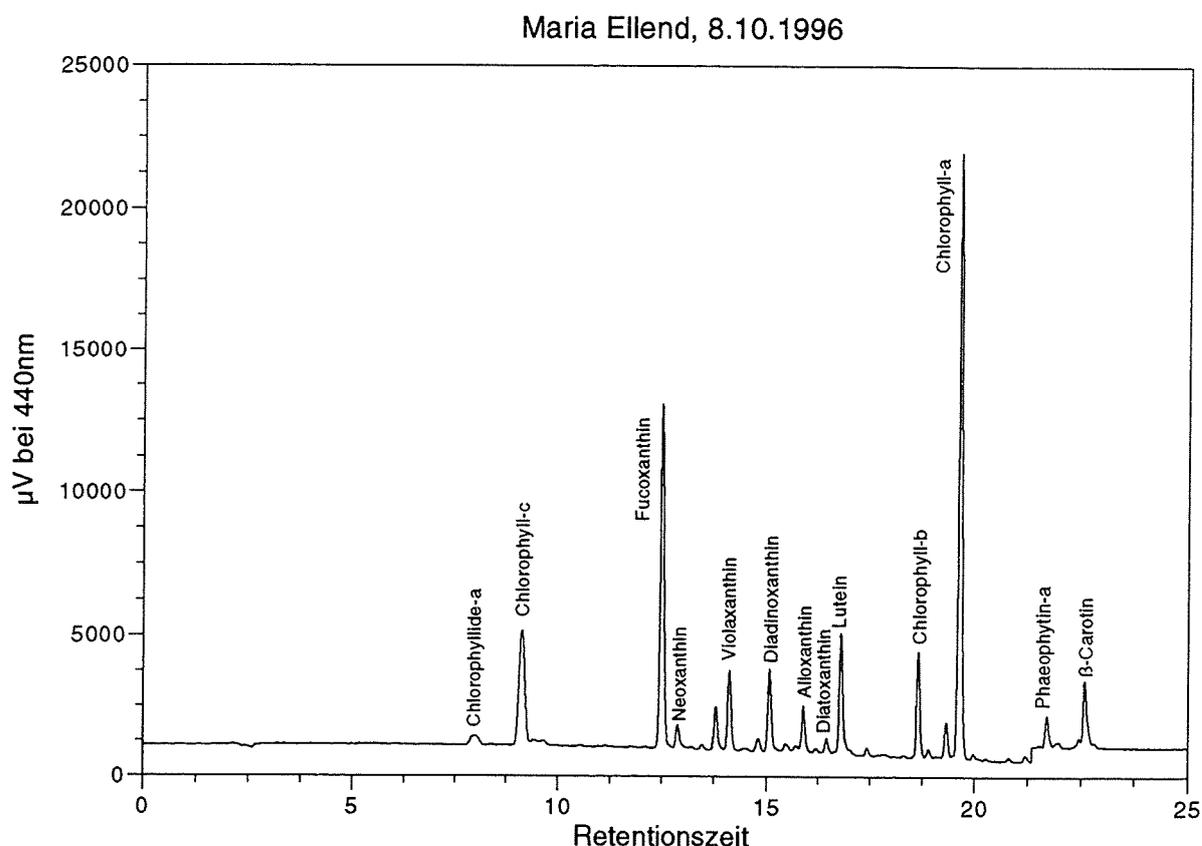


Abb. 44: HPLC-Chromatogramm von P6 (Maria Ellend), 8.10.1996. Bacillariophyceen stellten den Hauptanteil der Algengemeinschaft. Daneben treten gehäuft Chlorophyceae und in geringerem Maße Cryptophyceae auf.

Zwischen Chlorophyll-a und Algenfrischgewicht wurde ein hoher signifikanter Zusammenhang berechnet ($r = 0.938$, $n = 29$, Abb. 45). Zwischen Chlorophyll-a und Glühverlust konnte kein deutlicher Zusammenhang festgestellt werden. Das Verhältnis von Chlorophyll-a zu Glühverlust (\cong organischer Schwebstoffanteil) unterlag sehr großen Schwankungen (Abb. 46 bis 48). Dies bedeutet, daß nicht Algen, sondern andere organische Bestandteile den Großteil der organischen Partikel ausmachten.

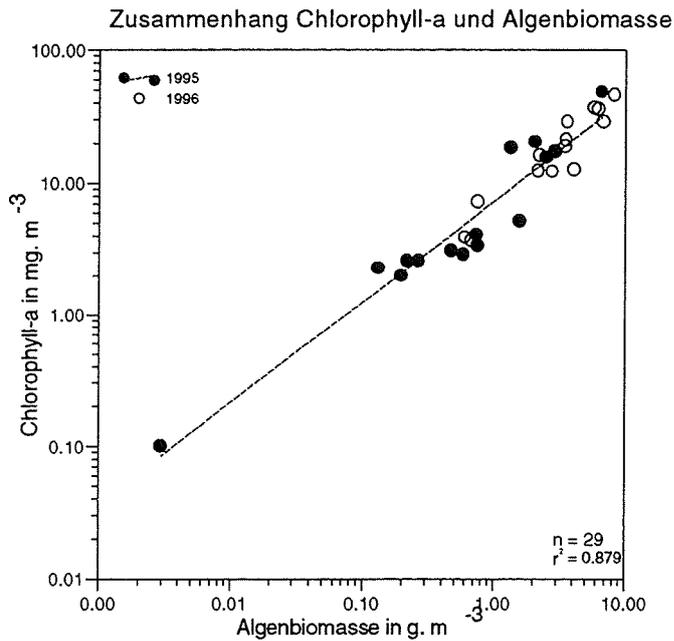


Abb. 45: Zusammenhang Chlorophyll-a und Algenbiomasse

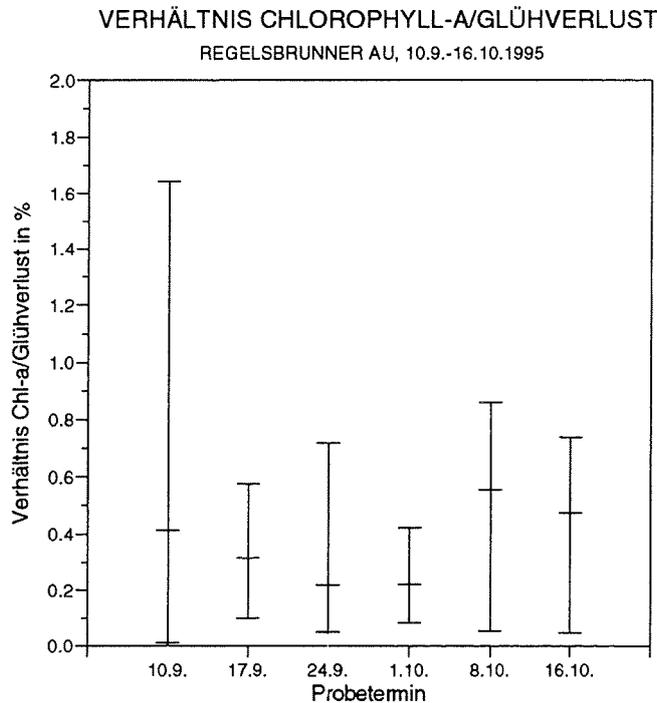


Abb. 46: Verhältnis von Chlorophyll-a zum Glühverlust in der Untersuchungsperiode 1995. Die stark schwankenden Werte deuten darauf hin, daß außer Algen andere organische Partikel maßgeblich am Schwebstoffgehalt beteiligt waren. Eingezeichnet sind Mittelwerte und Extreme.

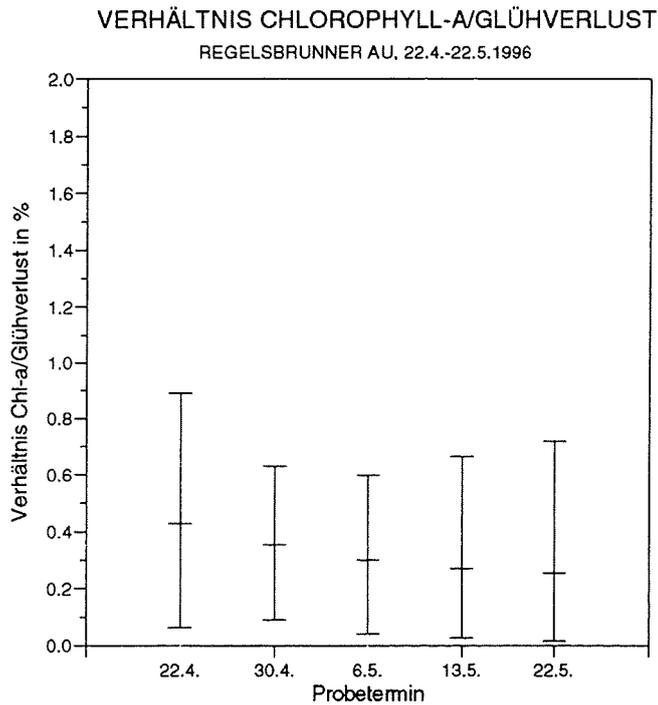


Abb. 47: Verhältnis von Chlorophyll-a zum Glühverlust in der Untersuchungsperiode 1996. Eingezeichnet sind Mittelwerte und Extreme.

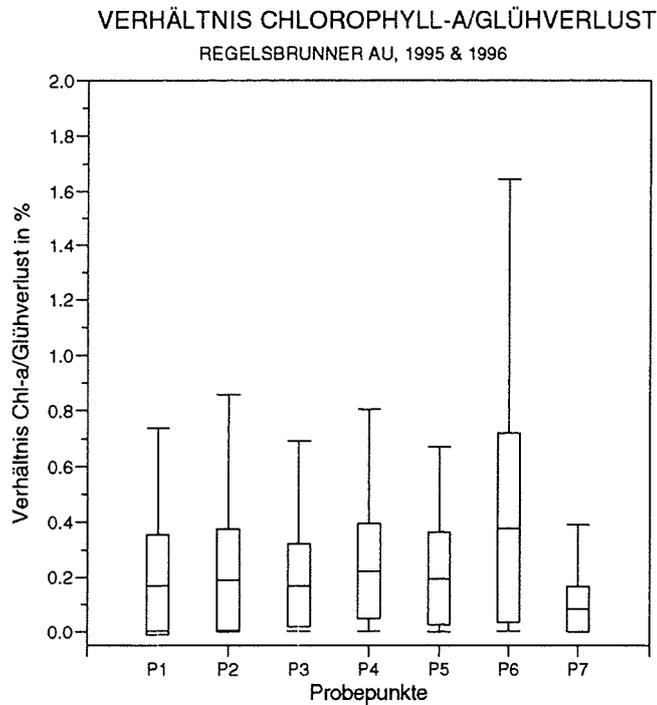


Abb. 48: Verhältnis von Chlorophyll-a zum Glühverlust an den einzelnen Punkten 1995 & 1996. Eingezeichnet sind Mittelwerte, Extreme und 95% Konfidenzintervalle.

P1 (Donau, Abb. 49 und 56): Im September 1995 wurden im Donaustrom Chlorophyll-a-Werte um 3 mg.m^{-3} verzeichnet, ab dem 1.10. kam es zu einem kontinuierlichen Anstieg bis auf 30 mg.m^{-3} (Tab. 51). Die Algengemeinschaft wurde von Bacillariophyceen dominiert, in geringerem Maße traten auch Cryptophyceae und Chlorophyta auf. Das Vorherrschen von Kieselalgen im Donaustrom wurde u.a. auch von NAUSCH (1988) und HOLAREK et al (1996) beobachtet. Zum überwiegenden Teil handelt es sich um autochthones Phytoplankton, daß sich in der fließenden Welle und in Stauhaltungen vermehrt (NAUSCH 1988, KISS & NAUSCH 1987). Am 8.10.1995 konnten in geringem Umfang Dinophyceae festgestellt werden.

Auch im Frühjahr 1996 dominierten Kieselalgen mit Werten zwischen 80% und 90% der Gesamtmenge in der Donau (Abb. 56, Tab. 52). Als zweite bedeutende Algenklasse traten Chlorophyceae mit rund 10% - 15% in Erscheinung. Bemerkenswert war das quantitative Auftreten von Panzerflagellaten (Dinophyceae) an den ersten drei Terminen (22.4., 30.4., 6.5.). Die Chlorophyll-a-Mengen lagen 1996 über jenen von 1995. Mit rund 45 mg.m^{-3} konnten am 22.4. beachtliche Werte analysiert werden.

P2 (Haslau, Abb. 50 und 57): Bis zum 1.10.1995 wurden nur geringe Chlorophyll-a-Mengen um 5 mg.m^{-3} festgestellt (Tab. 51). An den ersten beiden Terminen konnte im Vergleich zum Donauplankton eine idente Algenassoziation beobachtet werden. Bereits am 17.9.1995 wurden Cryptoflagellaten in zunehmenden Maße beobachtet, am 24.9. wurden annähernd gleiche Mengen an Crypto- und Bacillariophyceen verzeichnet. In der Folge kam es wiederum zu einer Verminderung der Cryptoflagellaten, die typische r-Strategen darstellen (Abb. 50). Es ist anzunehmen, daß sich in diesem Zeitraum das Zooplankton etablieren konnte und durch Fraßdruck die gut verwertbaren Flagellaten dezimierte.

Am 8.10.1995 konnte bei P2 mit rund 50 mg.m^{-3} Chlorophyll-a der Maximalwert der Untersuchungsperiode nachgewiesen werden. Grünalgen, Kieselalgen und Chrysophyceen dominierten in der Planktongemeinschaft.

Das Chlorophyll-a-Maximum 1996 konnte ebenfalls an diesem Probepunkt nachgewiesen werden (rund 50 mg.m^{-3}). An den ersten drei Terminen dominierten Kieselalgen (inkl. der Goldalgen). Als zweitbedeutendste Gruppe traten - wie in der Periode 1995 - die

Cryptoflagellaten auf. Bis zum 13.5.1996 nahm der Anteil der Chlorophyceae ständig zu. Am 13.5. wurden etwa gleiche Anteile von Crypto-, Chloro- und Bacillariophyceen detektiert (Abb. 57). Nach Durchgang der Hochwasserwelle kamen ausschließlich Kieselalgen, die aus der Donaudotation stammten, an diesem Probepunkt auf. Die Chlorophyll-a-Werte lagen unter 5 mg.m^{-3} und deuteten auf die sehr geringe Algenbiomasse zu diesem Termin hin.

P3 und P4 (Mitterhaufen & Regelsbrunn, Abb. 51, 52 und 58, 59): Erst ab dem 8.10.1995 konnten Chlorophyll-a-Mengen größer 10 mg.m^{-3} festgestellt werden (Abb. 51 und 52, Tab. 51). Die Klassenverteilung am 10.9.1995 war mit jener des Donaustromes und des Punktes P2 ident, Kieselalgen bestimmten die Assoziation. Mit Absinken des Wasserstandes etablierten sich sehr stark raschwüchsige Cryptoflagellaten, die in weiterer Folge von Kieselalgen und Chrysoflagellaten abgelöst wurden. Bei den Punkten P3 und P4 lagen die maximalen Chlorophyll-a-Werte während der Untersuchungsperiode unter 20 mg.m^{-3} (Tab. 51).

Bis auf den 13.5.1996 wurden an den Probepunkten P3 und P4 gleiche Muster in den relativen Anteilen der Algenklassen bestimmt. Die Bedeutung der Algenklassen stimmte mit jener von Haslau überein. Besonders P3 (Mitterhaufen) war aufgrund des Mittelwasserstandes mit dem Standort Haslau vergleichbar. Am 13.5. zeigten P2 und P3 etwa gleiche Anteile von Crypto-, Chloro- und Bacillariophyceen, während bei Regelsbrunn (P4) neben Kieselalgen ausschließlich Cryptophyceen detektiert wurden (Abb. 58 und 59). Nach dem Hochwasserereignis am 22.5. konnten beim Mitterhaufen und bei Regelsbrunn gleiche Muster verzeichnet werden (Bacillario-, Chloro- und Cryptophyceen), während das Phytoplankton am Standort Haslau nur aus Kieselalgen zusammengesetzt wurde (Abb. 50). Bemerkenswert erschienen die gleichmäßigen Chlorophyll-a-Mengen um $15 - 20 \text{ mg.m}^{-3}$ am Standort Regelsbrunn (Abb. 59). Im Längsverlauf des Hauptarmes Regelsbrunn konnte an den Terminen vor dem Hochwasser ein kontinuierlicher Abfall der Chlorophyll-a-Werte festgestellt werden (Abb. 57 bis 59).

P5 (Seitenarm, Abb. 53 und 60): An den ersten beiden Terminen 1995 lagen die Chlorophyll-a-Mengen an der Nachweisgrenze, eine Klasseneinteilung anhand der spezifischen Pigmente konnte nicht vorgenommen werden. Auch die Algenbiomasse sowie die Primärproduktion und Sekundärproduktion zeigten, daß die pelagische Lebensgemeinschaft nur äußerst schwach ausgebildet war. Am 24.9. und 1.10. lagen die Chlorophyll-a-Werte um 5 mg.m^{-3} , am 8.10. und 16.10. um 18 mg.m^{-3} .

Quantitativ spielten neben Kieselalgen (vor allem pennate Formen) auch Cryptophyceen eine bedeutende Rolle. Ab dem 1.10. nahm diese Flagellatengruppe ständig an Bedeutung zu. Am 24.9. waren Kieselalgen, Grünalgen und Cryptophyceen zu etwa gleichen Anteilen vertreten.

1996 wurden nur sehr geringe Chlorophyll-a-Konzentrationen analysiert, am 13.5. und 22.5. lagen die Mengen an der Nachweisgrenze. An den ersten drei Terminen dominierten Cryptophyceen in der pelagischen Algengemeinschaft (rund 90%), am 13.5. kamen Bacillariophyceen und Chlorophyceen in größerem Umfang auf. Die Hochwasserwelle dotierte auch den isolierten Seitenarm. Dadurch traten am 22.5. ausschließlich Kieselalgen in diesem Gewässer auf.

P6 (Maria Ellend, Abb. 54 und 61): Die Chlorophyll-a-Werte und die Klassenanteile wiesen diesen Standort als isoliertes Gewässer aus. Die hohen Chlorophyll-a-Mengen, die bereits am 10.9. auftraten (rund 40 mg.m^{-3}), deuteten darauf hin, daß hier ein Auswaschen der Phytoplankter durch die Hochwasserwelle nicht erfolgte. Bis auf den 1.10. konnten stets Werte $< 30 \text{ mg.m}^{-3}$ verzeichnet werden.

Neben Kieselalgen stellten auch Chrysoflagellaten einen bedeutenden Bestandteil der Algengemeinschaft dar. Cryptophyceen spielten besonders an den Septemberterminen eine große Rolle. Sie wurden im Oktober von grünen zönobienbildenden Flagellaten abgelöst (Abb. 54).

In der Untersuchungsperiode 1996 dominierten an allen Terminen Kieselalgen, Cryptophyceen und Grünalgen traten in geringerem Umfang auf (Abb. 61). Wie im Jahr 1995 schien auch in diesem Untersuchungszeitraum der Durchgang der Hochwasserwelle nicht zu einem Ausspülen der Algenassoziation geführt zu haben (Abb. 61). Am 22.5. wurde mit rund 50 mg.m^{-3} der maximale Chlorophyll-a-Wert an diesem Probepunkt analysiert. Wie 1995 dürfte die Hochwassersituation eine wachstumsfördernde Wirkung auf das Phytoplankton bewirkt haben.

P7 (Fischa, Abb. 55 und 62): Während an sämtlichen anderen Standort gegen Ende der Untersuchungsperiode erhöhte Algenmengen festgestellt werden konnten, blieben die Chlorophyll-a-Werte der Fischa verhältnismäßig gering (Abb. 55, Tab.51).

Im September dominierten Kieselalgen, im Oktober traten sie zugunsten von kokkalen Chlorophyceen deutlich zurück.

Auch in der Untersuchungsperiode 1996 wurden nur sehr geringe Chlorophyll-a-Mengen unter 5 mg.m^{-3} festgestellt. Bacillariophyceen traten im Verlauf der Untersuchungsperiode mehr in den Vordergrund, während sich die Menge der Grünalgen reduzierte.

Die Abbildungen 63 und 64 zeigen die Chlorophyll-a-Mengen des Donaustromes und des Hauptarmes Höhe Regelsbrunn von August 1995 bis einschließlich Juli 1996 (ein Teil der Daten wurde freundlicherweise von Frau P. Riedler zur Verfügung gestellt). Während im Donaustrom in der Winterperiode die geringen Lichtintensitäten offensichtlich zu einer Lichtlimitation des Phytoplanktons führten, konnten im Hauptarm bei Regelsbrunn mehrmals über 20 mg.m^{-3} Chlorophyll-a analysiert werden. Trotz einer Hochwasserwelle im Dezember, die zum Zusammenbruch der Phytoplanktonassoziation führte, konnten sich kurz darauf wiederum pelagische Algen etablieren. Die geringeren Schwebstoffmengen führten im Ausystem zu einer verbesserten Lichtsituation. Mit zunehmender Globalstrahlung konnten auch die planktischen Algen in der Donau die reichlich vorhandenen Nährstoffe nutzen und führten zu Chlorophyll-a-Mengen um 70 mg.m^{-3} (Abb. 63)! Zwei Hochwasserspitzen im Mai/Juni 1996 verminderten die Algenmengen. Die abklingende Hochwassersituation dürfte in der Au jedoch vermehrtes Phytoplanktonwachstum induziert haben. Kurz nach diesem Ereignis traten Chlorophyll-a-Konzentrationen um 40 mg.m^{-3} auf. Analog zu den erhobenen Primärproduktionsdaten wiesen die Jahreskurven von Chlorophyll-a im Regelsbrunner Arm im Vergleich zur Donau ein gleichmäßigeres Muster auf. Die Maxima und Minima wurden im Gegensatz zum Regelsbrunner Arm aber im Donaustrom verzeichnet.

Klassenanteile, Donau 1995

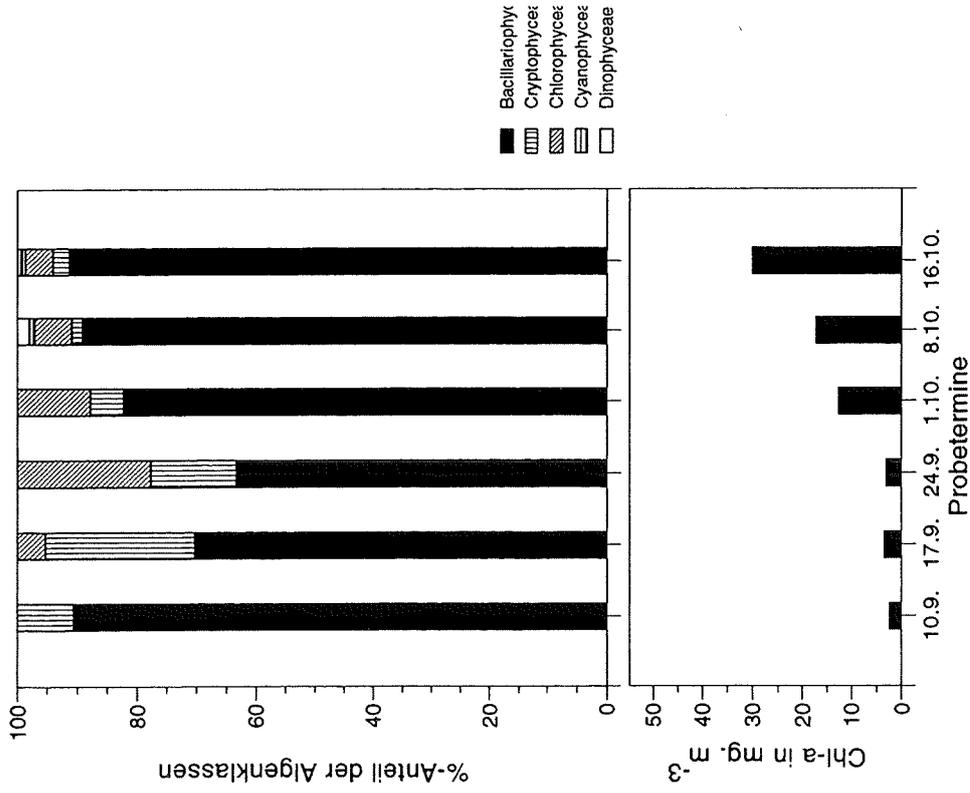


Abb. 49: relative Klassenanteile der Donau (P1), 1995 - berechnet aus HPLC-Daten

Klassenanteile, Haslau 1995

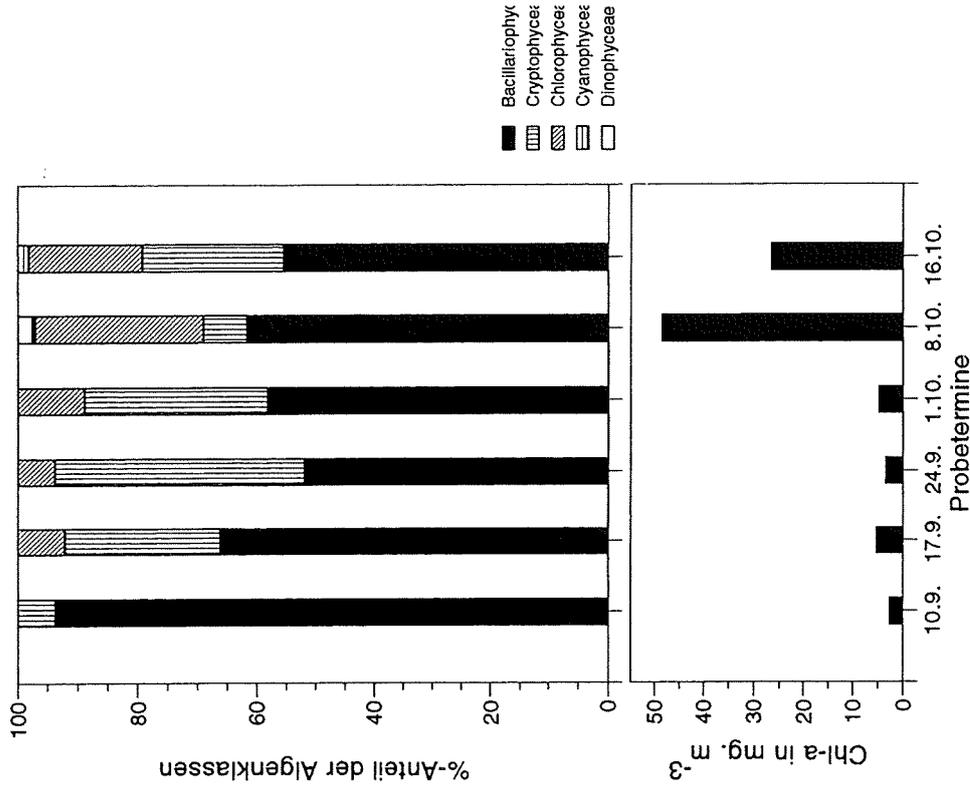


Abb. 50: relative Klassenanteile bei Haslau (P2), 1995 - berechnet aus HPLC-Daten

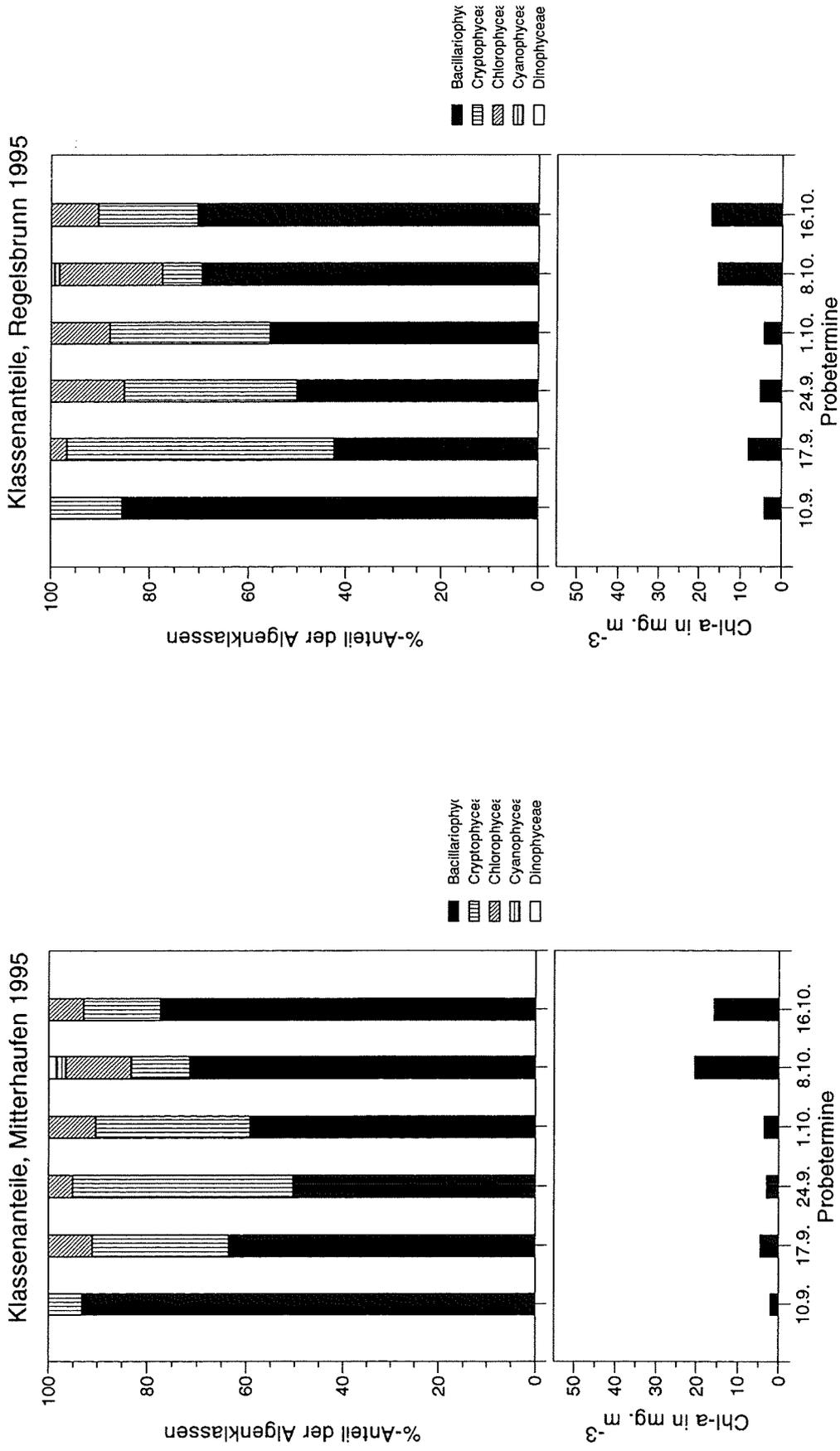
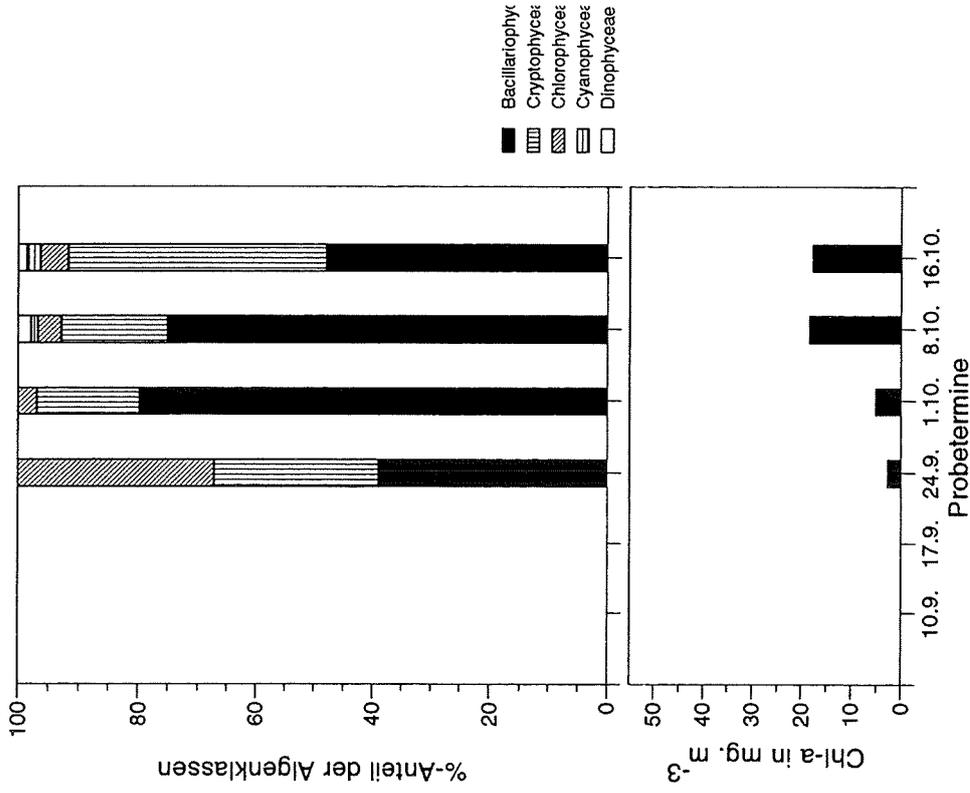


Abb. 51: relative Klassenanteile Mitterhaufen (P3), 1995 - berechnet aus HPLC-Daten

Abb. 52: relative Klassenanteile bei Regelsbrunn (P4), 1995 - berechnet aus HPLC-Daten

Klassenanteile, Seitenarm 1995



Klassenanteile, Maria Ellend 1995

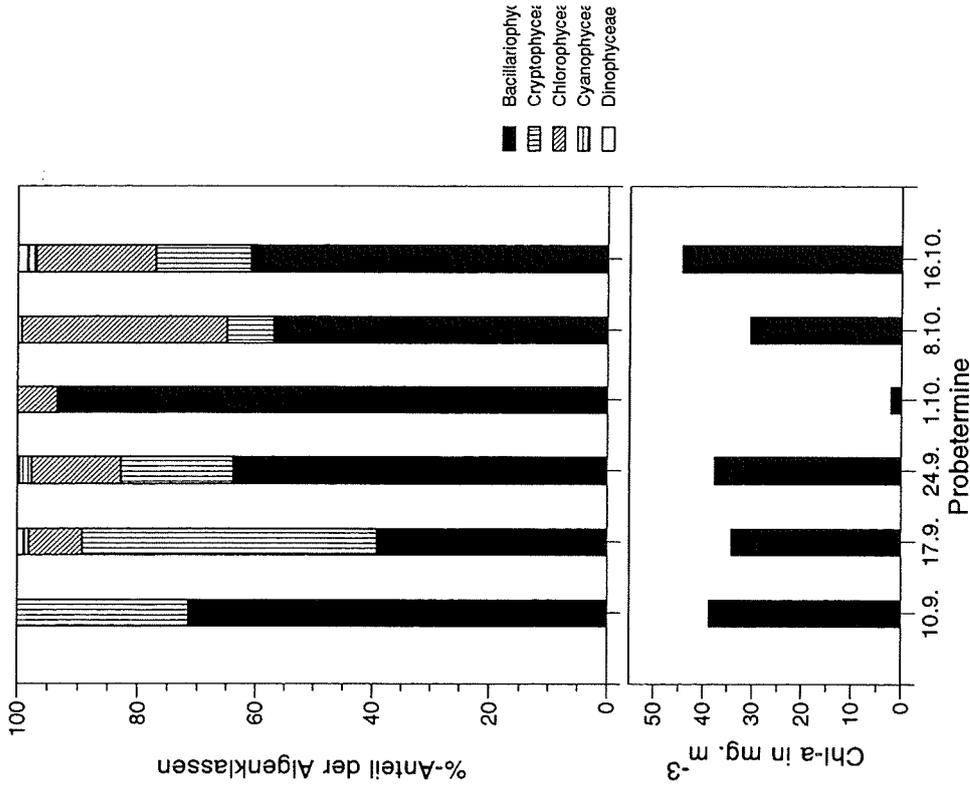


Abb. 53: relative Klassenanteile beim Seitenarm (P5), 1995 - berechnet aus HPLC-Daten
 Abb. 54: relative Klassenanteile bei Maria Ellend (P6), 1995 - berechnet aus HPLC-Daten

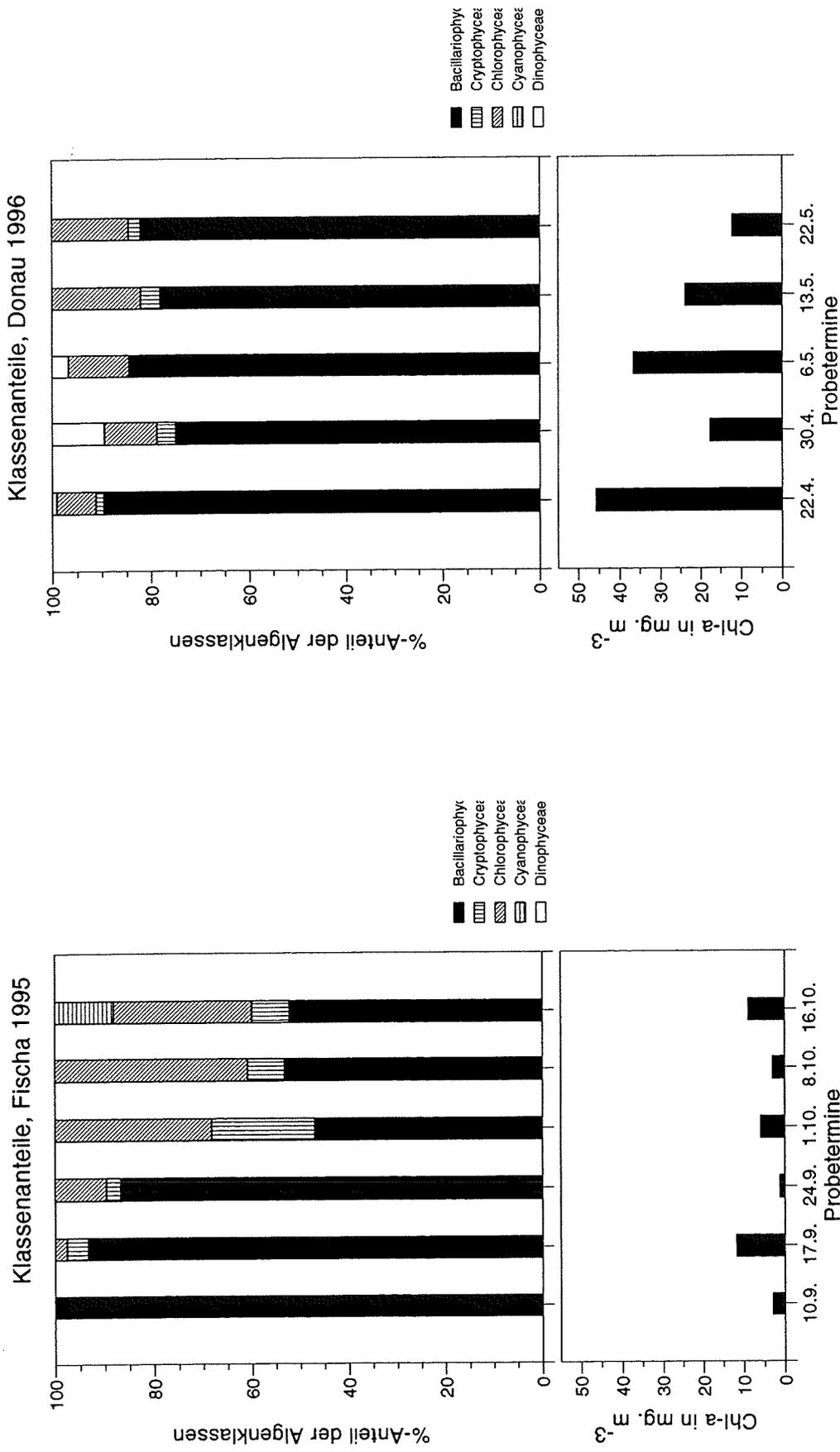


Abb. 55: relative Klassenanteile der Fische (P7), 1995 - berechnet aus HPLC-Daten Abb. 56: relative Klassenanteile der Donau (P1), 1996 - berechnet aus HPLC-Daten

Klassenanteile, Haslau 1996

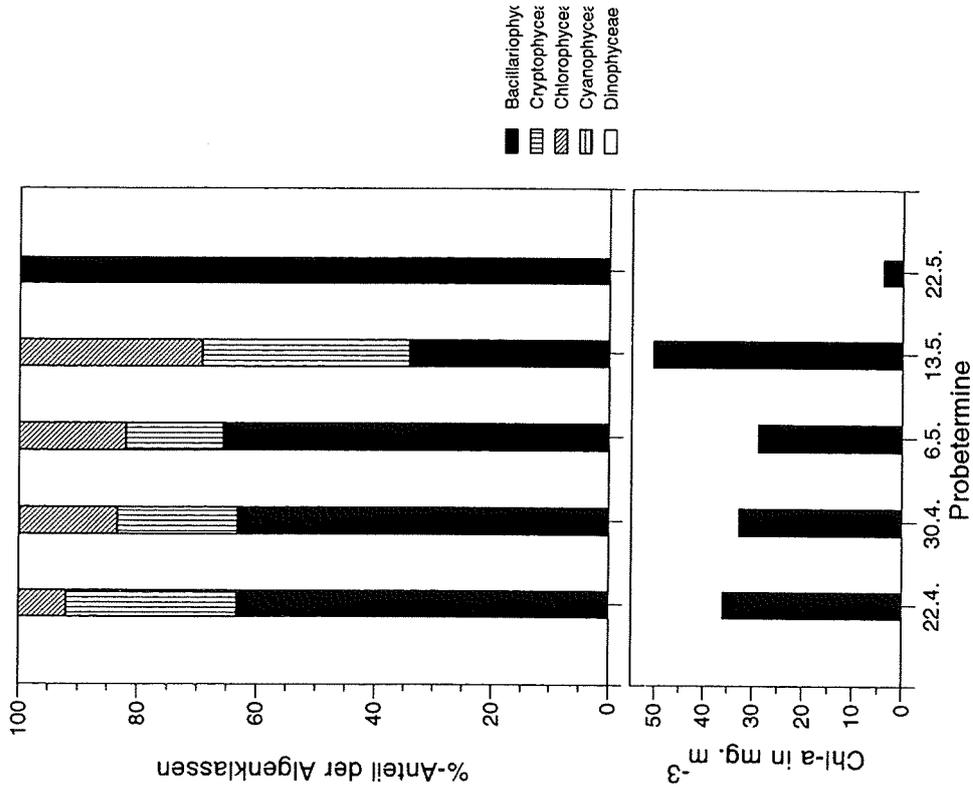


Abb. 57: relative Klassenanteile bei Haslau (P2), 1996 - berechnet aus HPLC-Daten

Klassenanteile, Mitterhaufen 1996

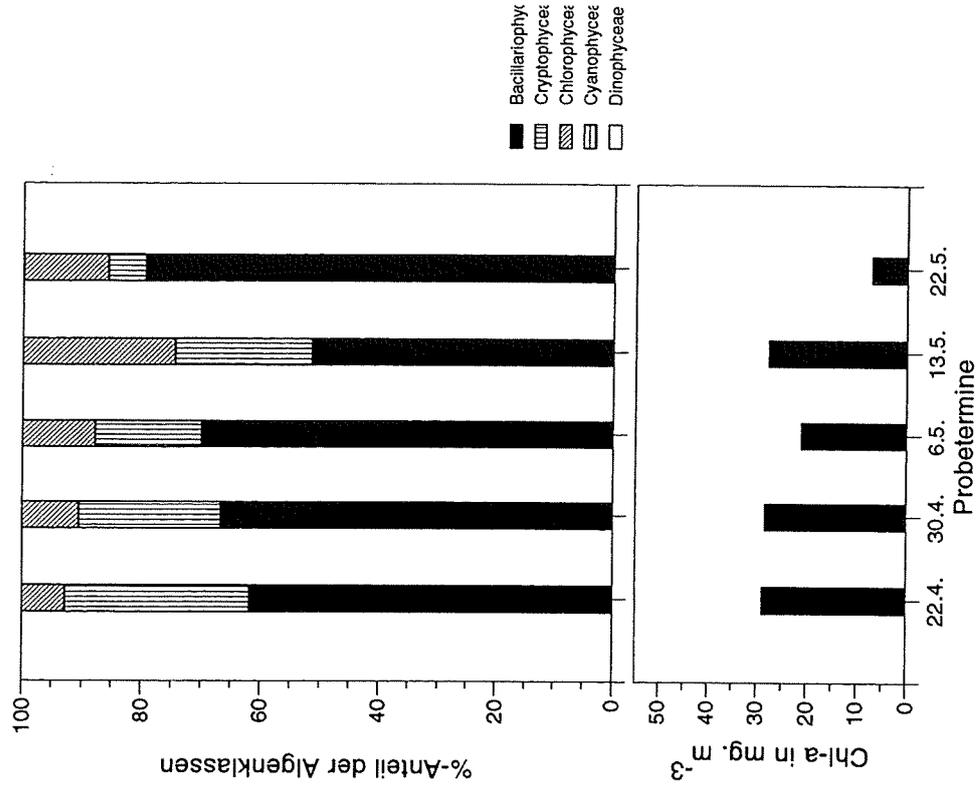


Abb. 58: relative Klassenanteile Mitterhaufen (P3), 1996 - berechnet aus HPLC-Daten

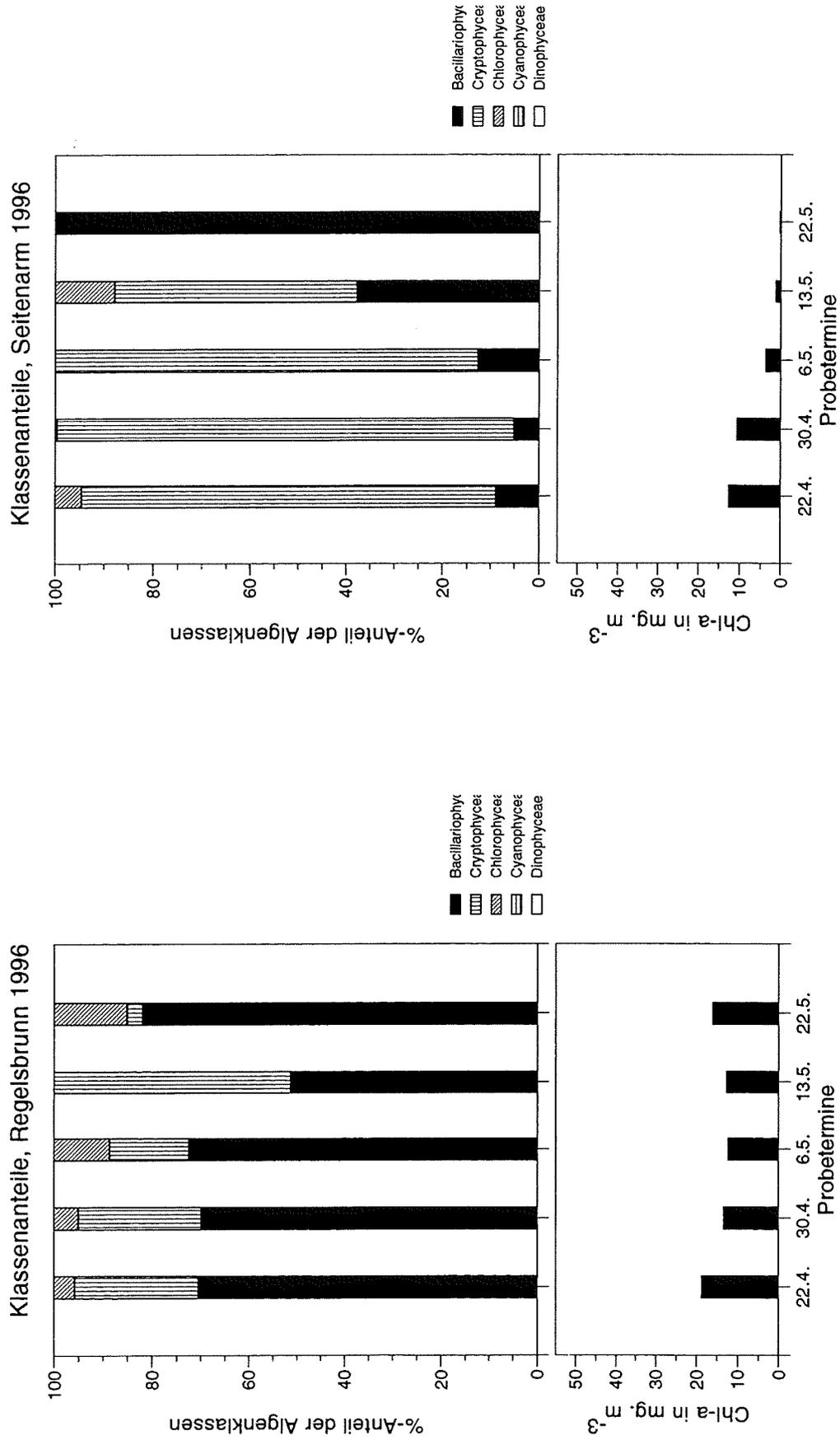


Abb. 59: relative Klassenanteile bei Regelsbrunn (P4), 1996 - berechnet aus HPLC-Daten
 Abb. 60: relative Klassenanteile beim Seitenarm (P5), 1996 - berechnet aus HPLC-Daten

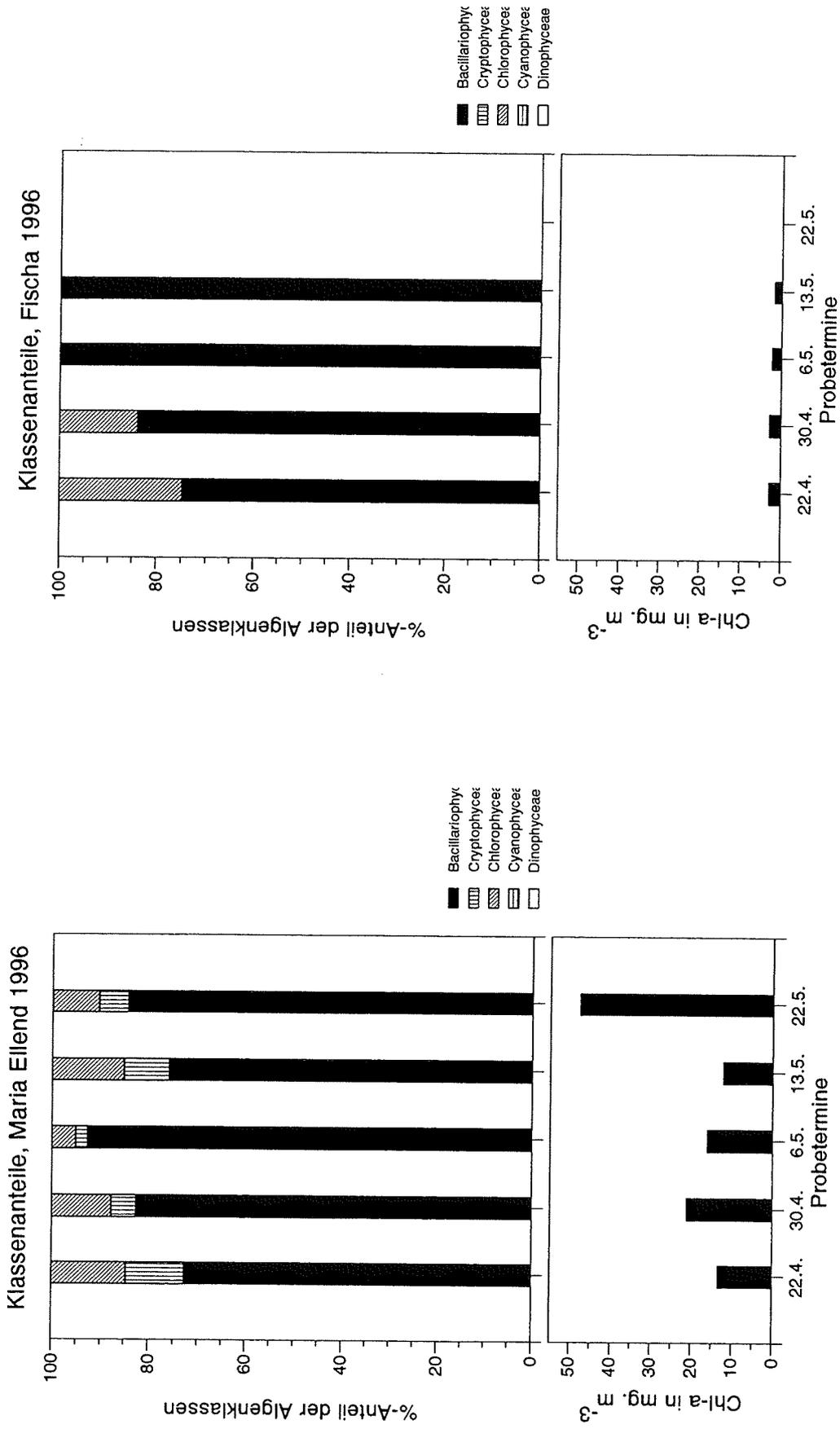
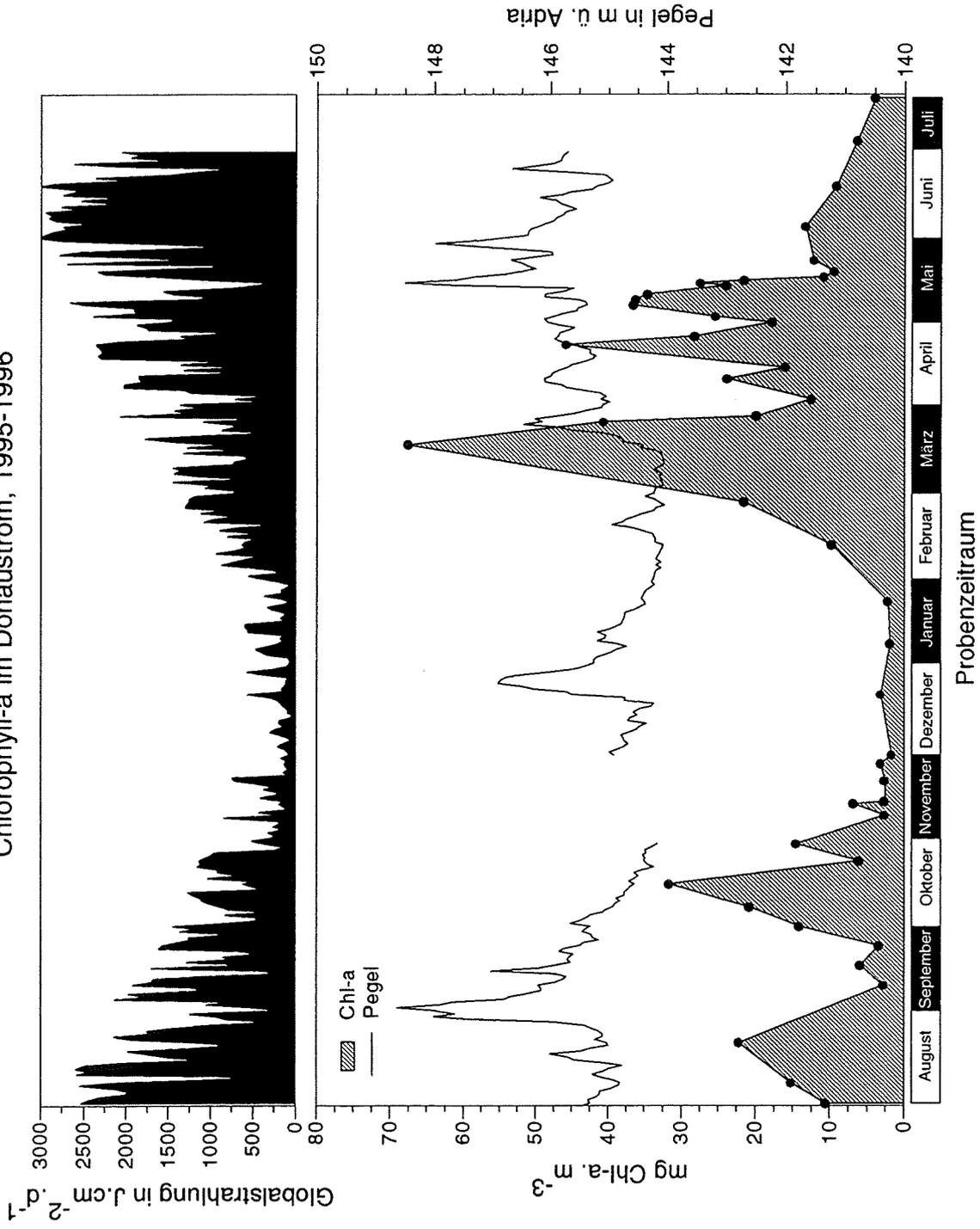


Abb. 61: relative Klassenanteile bei Maria Ellend (P6), 1996 - berechnet aus HPLC- Daten
 Abb. 62: relative Klassenanteile der Fische (P7), 1996 - berechnet aus HPLC-Daten

Chlorophyll-a im Donaustrom, 1995-1996

Abb. 63: Chlorophyll-a im Donaustrom vom 31.7. 1995 bis 18.7.1996. Im oberen Teil der Graphik ist die Globalstrahlung dargestellt, im unteren Teil der Donaupegel Höhe Orth und die Chlorophyll-a-Kurve. Ein Teil der Daten wurde freundlicherweise von P. Riedler zur Verfügung gestellt.



Chlorophyll-a im Hauptarm Regelsbrunn, 1995-1996

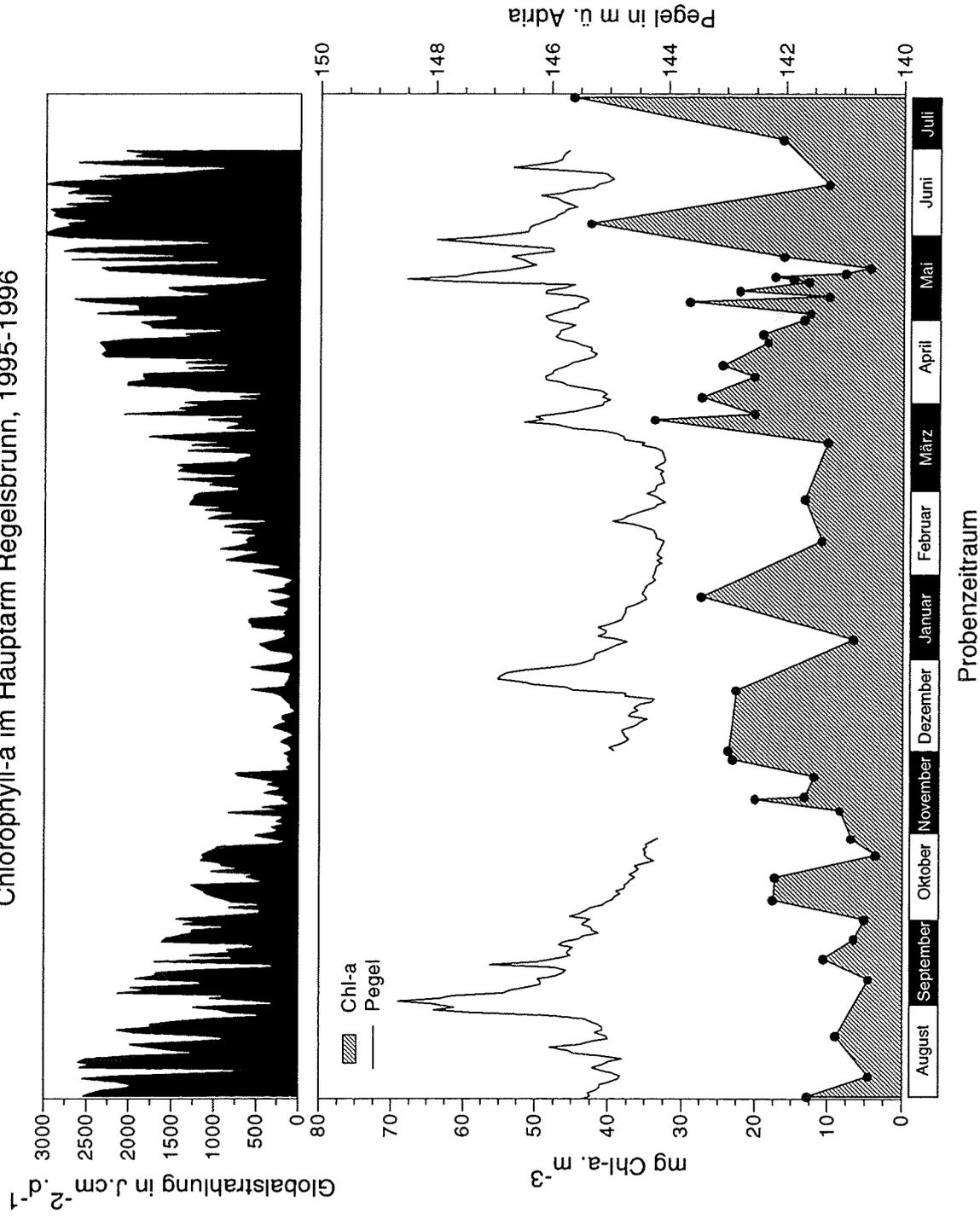
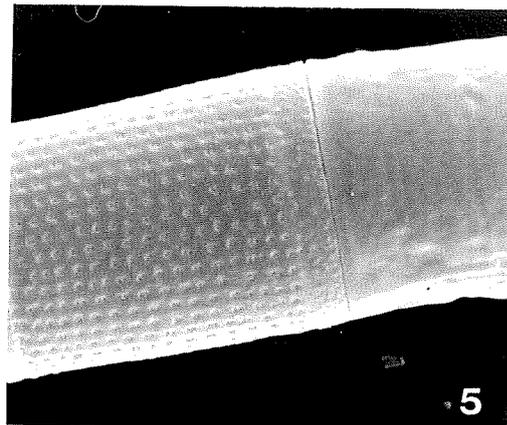
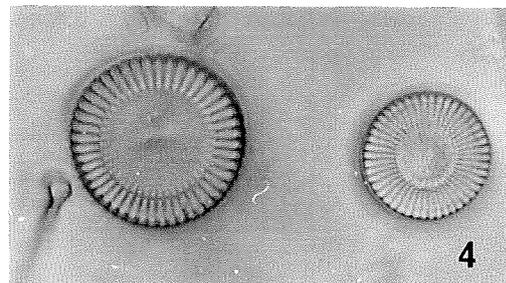
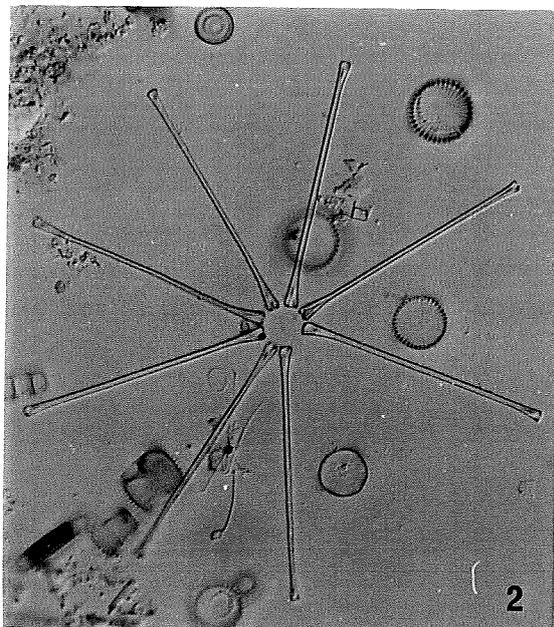
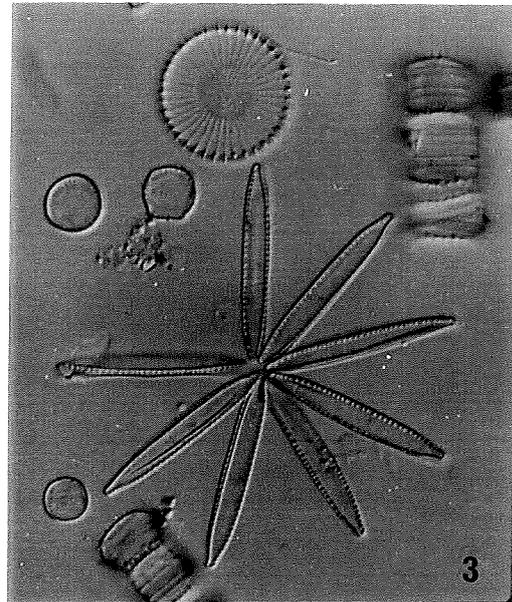
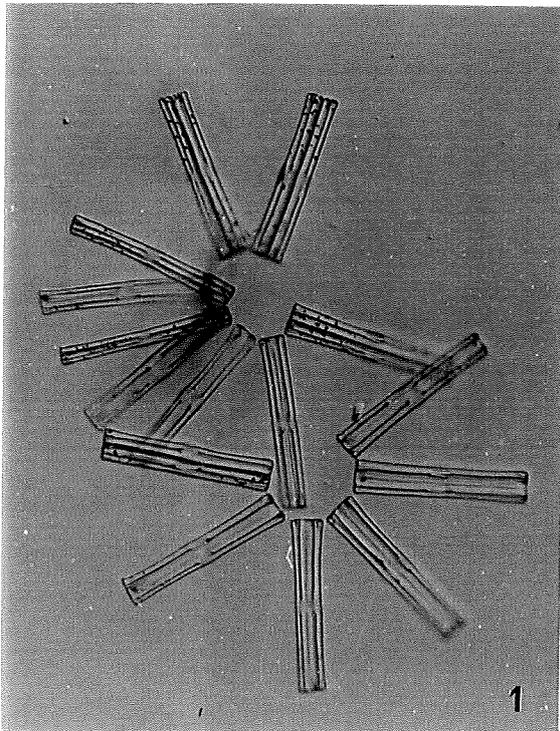
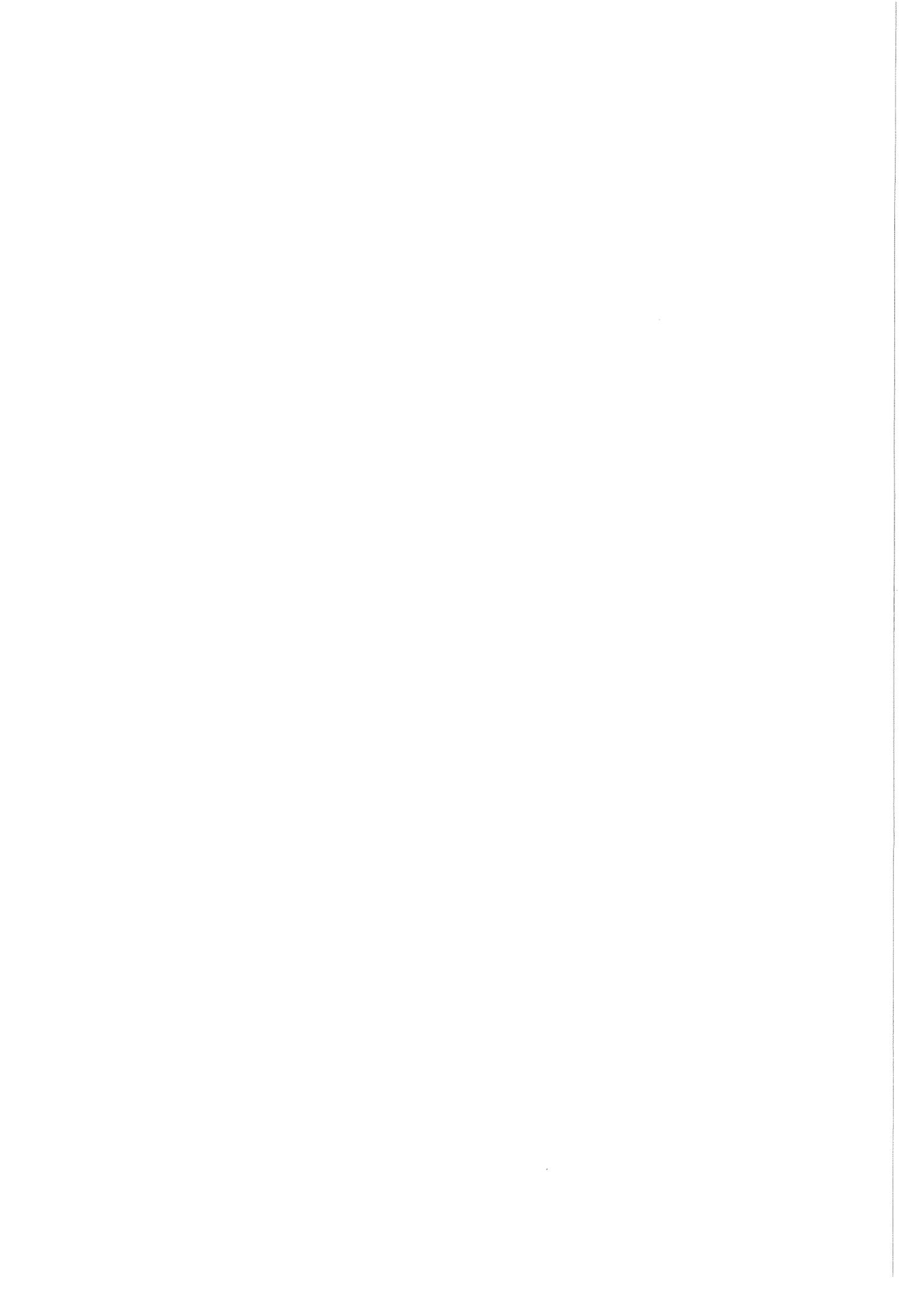
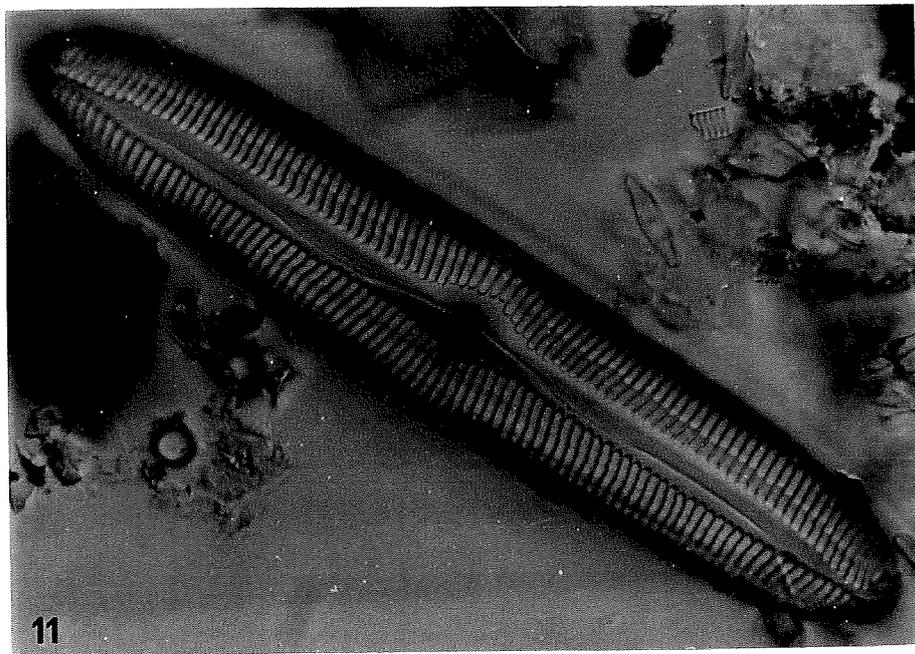
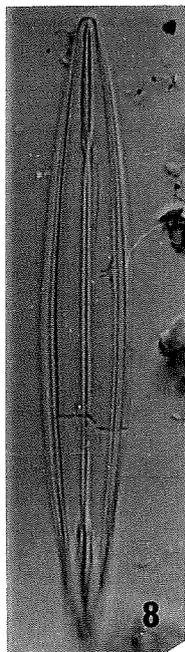
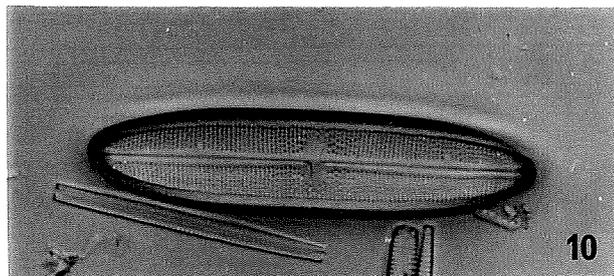
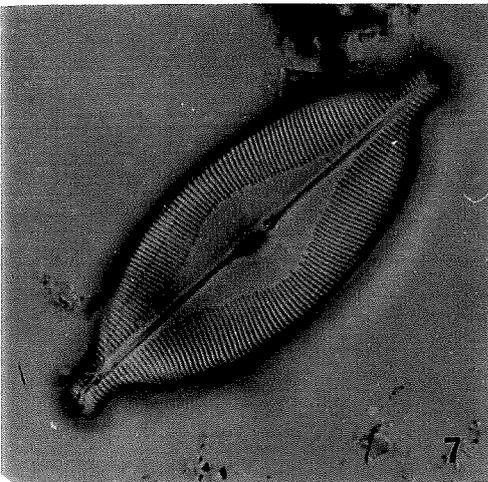
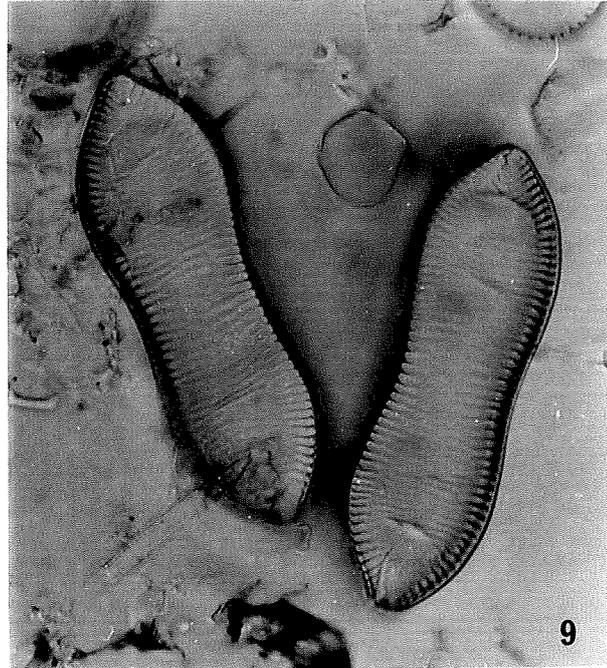
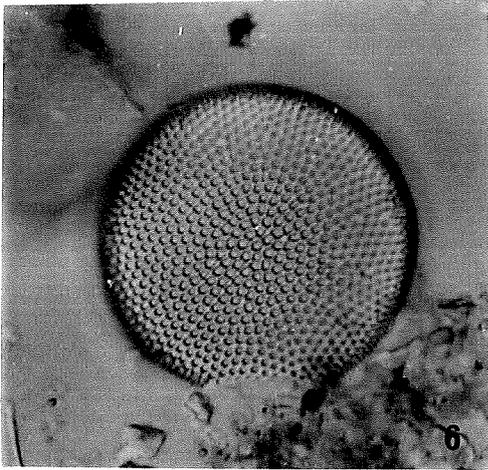


Abb. 64: Chlorophyll-a im Hauptarm bei Regelsbrunn vom 31.7. 1995 bis 18.7.1996. Im oberen Teil der Graphik ist die Globalstrahlung dargestellt, im unteren Teil der Donaupegel Höhe Orth und die Chlorophyll-a-Kurve. Ein Teil der Daten wurde freundlicherweise von P. Riedler zur Verfügung gestellt.



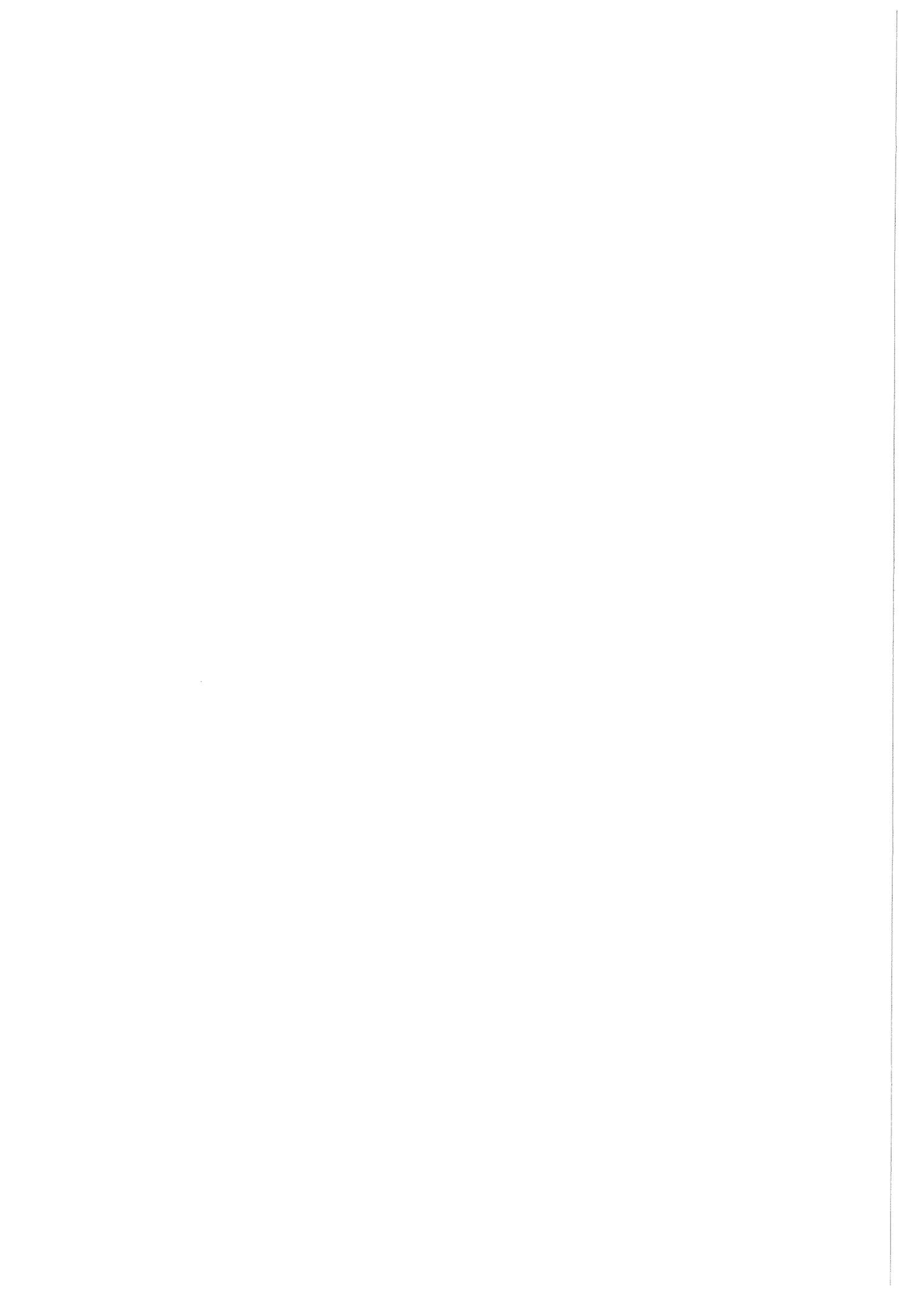
Typische Kieselalgenvertreter des Phytoplanktons - 1: *Tabellaria flocculosa*; 2: *Asterionella formosa*; 3: *Nitzschia fruticosa* (zigarrenförmig), darüber *Stephanodiscus hantzschii*; 4: *Cyclotella meneghiniana* (links) und *Stephanodiscus minusculus* (rechts); 5: *Aulacoseira islandica* im Rasterelektronenmikroskop.





Typische Kieselalgenvertreter des Phytobenthos, die durch Turbulenzen häufig im Pelagial anzutreffen sind (Ausnahme 6 - Phytoplankton) - 6: *Actinocyclus normanii*; 7: *Caloneis amphisbaena*; 8: *Amphipleura pellucida*; 9: *Cymatopleura solea*; 10: *Neidium ampliatum*; 11: *Pinnularia viridis*.

Phytoplankton



4. LITERATUR

- BIANCHI, T.S., FINDLAY, S., DAWSON, R. (1993). Organic matter sources in the water column and sediments of the Hudson River Estuary: the use of plant pigments as tracers. *Estuarine, Coastal and Shelf Sci.* 36: 359-376.
- COLE J.J., CARACO N.F. & PEIERLS B.L., 1992: Can phytoplankton maintain a positive carbon balance in a turbid, freshwater, tidal estuary? *Limnol. Oceanogr.* 37, 1608-1617.
- DESCY J.-P., 1987: Phytoplankton composition and dynamics in the river Meuse (Belgium). *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 78, 225-245.
- DESCY J.-P., 1993: Ecology of the phytoplankton of the River Moselle: effects of disturbances on community structure and diversity. *Hydrobiologia* 249, 111-116.
- DOKULIL M., 1994: Environmental control of phytoplankton productivity in turbulent turbid systems. *Hydrobiologia* 289, 65-72.
- DONABAUM, K. (1992). Der Chlorophyll-a-Gehalt von Planktonalgen. Diss. Universität Wien, 264pp.
- DOWNES, M.T., HRSTICH, L., VINCENT, W.F. (1993). Extraction of chlorophyll and carotenoid pigments from Antarctic benthic mats for analysis by HPLC. *J. Appl. Phycol.* 5: 623-628.
- ERTL M., 1985: The effect of the hydrological regime on primary production in the main stream and the side arms of the River Danube. *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 68, 139-148.
- GARCIA DE EMILIANI M.O., 1993: Seasonal succession of phytoplankton in a lake of the Paraná River floodplain, Argentina. *Hydrobiologia* 264, 101-114.
- GÄTZ, N., JURKOWITSCH, K. & OBERNOSTERER, I. (1991). Unterwasserlichtverhältnisse, pelagische Primärproduktion und Phytoplankton. Projektstudie „Ökologie von Augewässern“: 32-54.
- GIESKES, W.W., KRAAY, G.W. (1983). Dominance of cryptophyceae during the phytoplankton spring bloom in the central North Sea detected by HPLC analysis of pigments. *Mar. Biol.* 75: 179-185.
- GIESKES, W.W., KRAAY, G.W. (1986). Analysis of phytoplankton pigments by HPLC before, during and after mass occurrence of the microflagellate *Corymbellus aureus* during the spring bloom in the open Northern Sea in 1983. *Mar. Biol.* 92: 45-52.
- GROBBELAAR J.U., 1985: Phytoplankton productivity in turbid waters. *J. Plankton Res.* 7, 653-663.
- GROBBELAAR J.U., 1989: The contribution of phytoplankton productivity in turbid freshwaters to their trophic status. *Hydrobiologia* 173, 127-133.
- HEILER G., HEIN T. & SCHIEMER F., 1994: The significance of hydrological connectivity for limnological processes in Danubian backwaters. *Verh. Internat. Verein Limnol.* 25, 1674-1679.
- HENLEY, W.J. (1993). Measurement and interpretation of photosynthetic light-response curves in algae in the context of photoinhibition and diel changes. *J. Phycol.* 29: 729-739.
- HOLAREK C., RAUSCH C., HEIN T. & GÄTZ N., 1996: Qualitative und quantitative Veränderungen des Phyto- und Zooplanktons in der Donau und einem Altarm bei unterschiedlichen hydrologischen Bedingungen. *Verh. Zool.-Bot. Ges.* 133.
- JASSBY A.D. & PLATT T., 1976: Mathematical formulation of the relationship between photosynthesis and light for phytoplankton. *Limnol. Oceanogr.* 21, 540-547.
- JEFFREY. S.W., HUMPHREY, G.F. (1975). New spectrophotometric equations for determining chlorophylls a, b, c1 and c2 in higher plants, algae and natural phytoplankton. *Biochim. Physiol. Pflanzen* 167: 191-194.

- KISS, K. & NAUSCH, M. (1987). Phytoplanktonuntersuchungen an ausgewählten Querprofilen der Donau bei Klosterneuburg und Göd. Intern. Arge Donauforschung, 26. Arbeitstagung, Wissenschaftl. Kurzfref: 379-389.
- KOHL, J.-G. & NIKLISCH, A. (1988). Ökophysiologie der Algen. Akademie Verlag, Berlin, 253 pp.
- KÖHLER J., 1993: Growth, production and losses of phytoplankton in the lowland River Spree. I. Population dynamics. J. Plankton Res. 15/3, 335-349.
- KÖHLER J., 1994: Origin and succession of phytoplankton in a river-lake system (Spree, Germany). Hydrobiologia 289, 73-83.
- LAMPERT, W. & SOMMER, U. (1993). Limnoökologie. 1. Auflage. G. Thieme Verlag, Stuttgart - New York, 440pp.
- LATASA, M., ESTRADA, M., DELGADO, M. (1992). Plankton-pigment relationships in the Northwestern Mediterranean during stratification. Mar. Ecol. Prog. Ser. 88: 61-73.
- LEHMAN, P.W. (1981). Comparison of chlorophyll-a and carotenoid pigments as predictors of phytoplankton biomass. Mar. Biol. 65: 237-244.
- LORENZEN, C.J. (1967). Determination of chlorophyll and phaeopigments: spectrometric equations. Limnol. Oceanogr. 12: 343-346.
- MANTOURA, R.F.C., LLEWELLYN, C.A. (1983). The rapid determination of algal chlorophyll and carotenoid pigments and their breakdown products in natural waters by reverse-phase high-performance liquid chromatography. Analyt. Chim. Acta 151: 297-314.
- MILLIE, D.F., PAERL, H.W., HURLEY, J.P. (1993a). Microalgal pigment assessments using High-Performance Liquid Chromatography: a synopsis of organismal and ecological applications. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 50: 2513-2527.
- MILLIE, D.F., PAERL, H.W., HURLEY, J.P., KIRKPATRICK, G.J. (1993b). Algal pigment determinations in aquatic ecosystems: analytical evaluations, application, and recommendations. Curr. Topics Bot. Res. 1: 1-13.
- MOSS B. & BALLS H., 1989: Phytoplankton distribution in a floodplain lake and river system. II. Seasonal changes in the phytoplankton communities and their control by hydrology and nutrient availability. J. Plankton Res. 11/4, 839-867.
- NAUSCH, M. (1988). Räumliche und zeitliche Verteilung des Phytoplanktons in der österreichischen Donaustrecke. Diss. Universität Wien.
- REYNOLDS C.S., 1994: The long, the short and the stalled: on the attributes of phytoplankton selected by physical mixing in lakes and rivers. Hydrobiologia 289, 9-21.
- ROY, S. (1989). HPLC-measured chlorophyll-type pigments during a phytoplankton spring bloom in Bedford Basin (Canada). Mar. Ecol. Prog. Ser. 55: 279-290.
- SCHAGERL M., 1993: Ausgewählte Untersuchungen an Algen aus den Gebieten der Systematik, Physiologie und Ökologie. Diss. Universität Wien, 336pp.
- SCHAGERL, M & DONABAUM, K. (1995): Wissenschaftliche Untersuchung von benthischen Algen am rechten Donauufer bei Klosterneuburg. Studie im Auftrag G. BRETSCCHKO im Rahmen des Beweissicherungsverfahrens „Donaukraftwerk Freudenau“. 78pp.
- SCHAGERL, M., KRBEK, H., NAIRZ, S. & WIELTSCHNIG, C., 1996. Pelagische Primärproduktion in einem Donauarm bei Regelsbrunn (Niederösterreich). Verh. Zool.-bot. Ges. 133.
- SCHMIDT A., 1994: Main characteristics of the phytoplankton of the Southern Hungarian section of the River Danube. Hydrobiologia 289, 97-108.

- SCHWOERBEL J., 1993: Einführung in die Limnologie. 7. Auflage. G. Fischer, Stuttgart - Jena (UTB 31), 387pp.
- SCHWOERBEL J., 1994: Methoden der Hydrobiologie/Süßwasserbiologie. 4. Auflage. G. Fischer, Stuttgart - Jena (UTB 979), 368pp.
- SOMA, Y., IMAIZUMI, T., YAGI, K., KASUGA, S. (1993). Estimation of algal succession in lake water using HPLC analysis of pigments. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 50: 1142-1146.
- SOMMER U., 1994: Planktologie. 1. Auflage. Springer Verlag, Berlin, 274pp.
- TILZER M.M., 1983: The quantum yield as a fundamental parameter controlling vertical photosynthetic profiles of phytoplankton in Lake Constance. *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 69, 169-198.
- TOCKNER C., 1996: Makrozoobenthosuntersuchungen im Zuge des Revitalisierungsprojektes Regelsbrunner Au. Unveröff. Zwischenbericht.
- UTERMÖHL, H. (1958): Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplanktonmethodik. *Mitt. internat. Ver. Limnol.* 9: 1 - 38.
- VAN DEN BRINK F.W.B., VAN KATWIJK M.M. & VAN DER VELDE G., 1994: Impact of hydrology on phytoplankton and zooplankton community composition in floodplain lakes along the lower Rhine and Meuse. *J. Plankton Res.* 16/4, 351-371.
- WAWRIK F., 1962: Zur Frage: Führt der Donaustrom autochthones Plankton? *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 27, 28-35.
- WETZEL R.G. & LIKENS G.E., 1990: *Limnological analyses*. 2. Auflage, Springer Verlag, 391pp.
- WILHELM, C., RUDOLPH, I., RENNER, W. (1991). A quantitative method based on HPLC-aided pigment analysis to monitor structure and dynamics of the phytoplankton assemblage - A study from Lake Meerfelder Maar (Eifel, Germany). *Arch. Hydrobiol.* 123: 21-35.
- WRIGHT S.W., JEFFREY S.W., MANTOURA R.F.C., LLEWELLYN C.A., BJORNLAND T., REPETA D., WELSCHMEYER N.A., :1991: Improved HPLC method for the analysis of chlorophylls and carotenoids from marine phytoplankton. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 77, 183-196.
- WRIGHT S.W., SHEARER J.D., 1984: Rapid extraction and High-performance liquid chromatography of chlorophylls and carotenoids from marine phytoplankton. *J. Chromatogr.* 294, 281-295

Makrophyten

Georg KUM und Norbert GÄTZ

1 Einleitung

Bei der Beurteilung von Ökosystemen stellt die Erfassung und Charakterisierung der Vegetation stets eine wichtige Komponente dar, da einerseits die Menge an Pflanzen, also der Primärproduzenten, die Basis für die Entwicklung der nächstfolgenden trophischen Niveaus darstellt, andererseits die Pflanzen in fast allen terrestrischen, aber auch in vielen aquatischen Ökosystemen einen wesentlichen Strukturfaktor darstellen (ELLENBERG 1986). Für limnische Ökosysteme gilt das im wesentlichen für die Makrophyten, die durch ihr üppiges Wachstum, ihre Filterwirkung und ihre Stoffumsetzungen ein Gewässer in mehrere Teillebensräume untergliedern können. Durch die Filtration von Schwebstoffen an ihren Sprossen können sie das Lichtklima verbessern, dadurch zur Temperaturerhöhung im Gewässer beitragen und die Wasserströmung vermindern. Bei starkem Wachstum kann das Lichtklima durch Beschattung aber auch vermindert werden. Sie können Pflanzennährstoffe aus dem freien Wasser und aus dem Sediment eliminieren und dadurch Algenblüten verhindern, aber durch ihren Zerfall und das Freiwerden dieser Nährstoffe im Herbst auch selbst zur Eutrophierung eines Gewässers beitragen. Sie können bei mäßigem Bewuchs eine Vielzahl von Kleinlebensräumen für Tiere schaffen, bei starkem Wachstum aber zu Faulschlamm- und Verlandung eines Gewässers beitragen.

Die semiterrestrische Ufervegetation spielt zusätzlich für jene Tiergruppen eine große Rolle, deren Lebenszyklen auf das Vorhandensein solcher Strukturen, als Jagdrevier, Laichplatz oder Kinderstube abgestimmt ist. Hierzu zählen viele Tiergruppen (z.B.: die Amphibien und Libellen), denen bei der Beurteilung des Zustandes eines Ökosystems besondere Indikatorrollen zufallen (IMHOF et al. 1992, WARINGER-LÖSCHENKOHL & WARINGER 1990).

Makrophyten sind auf Grund ihrer begrenzten Artenzahl und der genauen Kenntnis ihres ökologischen und physiologischen Verhaltens auch selbst eine wichtige Bioindikatorgruppe. Viele Arten können als Zeigerarten für saprobielle Belastungen (JANAUER 1981, WIEGLEB 1979, 1981) oder den trophischen Gewässerzustand dienen (MELZER 1981, KOHLER et al. 1987).

1.1 Definition des Begriffes "Makrophyten"

Als Makrophyten bezeichnet man die mit freiem Auge oder einem Binokular bestimmbar größeren Pflanzen der Uferzone von Gewässern, die den nur mikroskopisch analysierbaren Plankton- und Aufwuchsalgen gegenüberstehen. Zu den Makrophyten zählen in systematischer Hinsicht sowohl alle höheren Pflanzen (Gefäßpflanzen) der Gewässer, als auch die Wassermoose und große thallose Algen.

Für ökologische Untersuchungen werden die Makrophyten weniger nach systematischen, als vielmehr nach funktionell-anatomischen Gesichtspunkten einerseits in die Gruppe der Ufer- oder Sumpfpflanzen (Helophyten), die den Landpflanzen anatomisch sehr ähnlich sind, andererseits in die Gruppe der eigentlichen Wasserpflanzen (Hydrophyten), die sich anatomisch und physiologisch von den Landpflanzen stark unterscheiden, untergliedert. Die Hydrophyten lassen sich nach verschiedenen Gesichtspunkten (siehe SCHRATT 1988) weiter untergliedern. Im einfachsten Fall unterscheidet man

1. emerse Hydrophyten (mit Blättern, die an der Wasseroberfläche schwimmen oder über diese hinausragen) und 2. submerse Hydrophyten (völlig untergetaucht lebend, höchstens ihre Blüten über Wasser). Zu erster Gruppe gehören z.B. die mit Wurzeln verankerten See- und Teichrosen und die frei auf der Wasseroberfläche treibenden Wasserlinsen, zu zweiter Gruppe die bewurzelten Tausendblatt-Arten und Laichkräuter sowie der frei schwimmende Wasserschlauch.

1.2 Fragestellung

Unsere Gruppe hatte im Jahre 1995 die Aufgabe, eine flächendeckende Kartierung der Makrophytenvegetation des gesamten Augewässersystem zwischen Maria Ellend (Einmündung der Fische) und Regelsbrunn (bis zum Ausrinn des Regelsbrunner Altarms) vorzunehmen. Hierbei sollte das Gewässersystem in morphologisch und vegetationskundlich gut definierbare Abschnitte untergliedert und Daten über die Diversität und Abundanz der einzelnen Makrophyten-Arten gewonnen werden. Diese vegetationskundlichen Daten und die bei der Aufnahme zusätzlich erhobenen Daten zur Gewässerstruktur sollen darüber hinaus in eine umfassende Biotopinventarisierung münden, in die auch andere flächendeckend erhobene Daten (z.B. Sedimentbeschaffenheit, faunistische Analysen) anderer Arbeitsgruppen integriert werden.

In einem weiteren Schritt wurde 1996 an ausgewählten Stellen des Gewässersystems, eine genauere Analyse der Makrophytenstruktur vorgenommen. Um einerseits den Anteil der

Makrophyten für die autochthone Primärproduktion im Vergleich zu den anderen Primärproduzentengruppen (Phytoplankton, Mikrophytobenthon) im Altarmsystem zu beurteilen, und andererseits die Bedeutung der Wasserpflanzen als Strukturparameter messen zu können (SCHIEMER et al. 1992). Die an diesen Standorten eingerichteten Dauerbeobachtungsflächen können für ein zukünftiges Monitoring der Makrophytenvegetation herangezogen werden.

1.3 Bisherige Untersuchungen der Gewässervegetation im ostösterreichischen Donauraum

Aus Ostösterreich liegen eine ganze Reihe publizierter, teilweise auch unpublizierter, Informationen zur Makrophytenvegetation in Donaunebengewässern vor:

Die Donau selbst ist in ihren freien Fließstrecken sehr arm an höheren Wasserpflanzen, nur in ruhigeren Staubereichen kann es zu stärkerem Makrophytenbewuchs (WYCHERA 1989, SCHAFFER in Vorb.) kommen. HUMPESCH & MOOG (1994) nennen nur 5 Arten von Gefäßpflanzen für den österreichischen Donauabschnitt.

Die Augewässer selbst weisen einen großen Reichtum an Makrophyten-Arten auf. WARINGER-LÖSCHENKOHL & WARINGER (1990) informieren über die Vegetationstypen im Augebiet bei Altenwörth. Aus Donau-Nebengewässern in Wien gibt es Daten von WYCHERA et al. (1992) aus der Oberen Lobau, von SCHRATT (1988) aus der Unteren Lobau und von LÖFFLER (1988) aus der Alten Donau. Die Augebiete östlich von Wien sind in den letzten Jahren im Zuge verschiedener großer ökologischer Untersuchungen u.a. von Mitarbeitern der Arbeitsgruppe JANAUER untersucht worden (JANAUER 1989, JANAUER et al. 1993). JUNGWIRTH et al. (1991) führten eine grobe, flächendeckende Kartierung für das gesamte Gebiet des zukünftigen Nationalparks Donau-Auen durch. JANAUER (1981) analysierte die Gewässervegetation der Fische und ihre Beziehung zur Gewässerbelastung, SEIDL (1992) erforschte die Makrophytenvegetation im WWF-Reservat Marchauen/Marchegg. Bei der überwiegenden Zahl der genannten Untersuchungen handelt es sich jedoch um Forschungen in stark abgedämmten, vom Menschen weitgehend veränderten Augewässern. Das von uns untersuchte Augebiet bei Regelsbrunn stellt aber einen der letzten Vertreter von relativ dynamischen Augewässern an der österreichischen Donau dar. Aus diesem Gebiet liegen eine Analyse der Makrophytenvegetation von EISINGER et al. (1993) vor, die im Zuge einer Lehrveranstaltung im Sommer 1992 an der Universität Wien erbracht wurde, und Daten von KUM (unveröffentlicht), die sich über einen mehrjährigen Kartierungszeitraum erstrecken.

2 Methodik

2.1 Zeitraum der Untersuchungen und hydrologische Rahmenbedingungen

Die flächendeckende Kartierung der Wasser- und Sumpfpflanzen mit begleitender Erhebung gewässermorphologischer Parameter fand zwischen 3. und 22. August 1995 statt. Der Donauwasserstand zeigte zu Beginn der Untersuchung Mittelwasserniveau (Pegel Wien-Reichsbrücke am 3.8.95: 202 cm), fiel im Laufe der Kartierung kontinuierlich und lag am Ende der Untersuchungsperiode im Niederwasserbereich.

Die Detailkartierung wurde im Ende Juli 1996 bei Mittelwasser durchgeführt.

2.2 Örtlicher Bereich der Untersuchungen und Untergliederung des Untersuchungsgebietes

Das untersuchte rechtsufrige Augewässersystem beginnt unmittelbar stromab der Einmündung der Fischa in die Donau bei Maria Ellend und endet beim Ausrinn des Regelsbrunner Altarms in die Donau bei Regelsbrunn. Um eine bestmögliche Integration der Daten verschiedener flächendeckend arbeitender Arbeitsgruppen zu ermöglichen wurde das Gebiet in 200*200 Meter-Quadranten unterteilt (Quadrantenbezeichnung siehe Karte 1). Dieses über das Untersuchungsgebiet gelegte Raster umfaßt 260 Quadranten, von denen 145 zumindest zeitweilig Gewässer enthalten. Bei der Kartierung wurden alle Quadranten mit potentiellen Gewässern untersucht.

Die Detailkartierung wurde entlang von Quertransekten an den Hauptprobepunkten (P1-P6) und zwei zusätzlichen für die Makrophyten interessanten Punkten (PA und PB) durchgeführt. Die genaue Lage der Transekte ist der Karte 2 zu entnehmen.

2.3 Abschnittskartierung

2.3.1 Kartierungsarbeit

Der Großteil der Gewässer wurde mit dem Schlauchboot befahren. Die Pflanzenkartierung erfolgte zeitweise unter Zuhilfenahme eines Rechens, Wurfankers oder des Sichttrichters. Isolierte Tümpel und Auweiher wurden zu Fuß begangen. Im Freiland wurden Aufzeichnungen in tabellarischer und graphischer Form vorgenommen.

2.3.1.1 Tabellarische Aufzeichnungen

Der Aufnahmebogen (Formblatt war bereits im Arbeitsfortschrittsbericht 1995 enthalten) enthält einerseits eine Liste potentiell vorkommender Wasser- und Sumpfpflanzen, deren Auftreten im Gewässer nach einer fünfstufigen Häufigkeitsskala festgehalten wurde (s.u.), andererseits eine Liste von Parametern zur Gewässerbeschreibung (Tiefe, Breite, Trübe, Beschattung, Ufersteilheit, Ufervegetation, sowie Angaben zur Pflanzenverteilung und prozentuellen Deckung im Gewässer).

Die Schätzung der Pflanzenmenge in einem Abschnitt erfolgte nach folgender fünfstufigen Skala (KÖHLER 1978):

- 1 = sehr selten
- 2 = selten
- 3 = verbreitet
- 4 = häufig
- 5 = sehr häufig bis massenhaft

2.3.1.2 Graphische Aufzeichnungen vor Ort

In Kopien des Gewässernetzes (M 1:1000) wurden folgende Erhebungen händisch eingezeichnet:

- a) Die Gewässerausdehnung zum Zeitpunkt der Untersuchung, um größere Anlandungen z.B. vor Traversen zu kennzeichnen oder die Zergliederung von Altarmen in Auweiher- oder Autümpelketten.
- b) Die Ausdehnung der Makrophytenbestände bzw. das Fehlen von Wasservegetation.
- c) Die Art der Uferstruktur (v.a. Böschungswinkel und Bewuchs).
- d) Sonstiges: Bacheinrinne, Abwassereinleitungen, seltene Uferpflanzen, große Totholzbestände, etc..

2.3.1.3 Bestimmungsliteratur

Die korrekte Determination der Arten erfolgte mit Hilfe der Bestimmungsschlüssel in CASPER & KRAUSCH (1980 und 1981) für die Gefäßpflanzen, bzw. in KRAUSE (1976) für die Characeen.

Gewässervernetzung:

Maria-Ellend

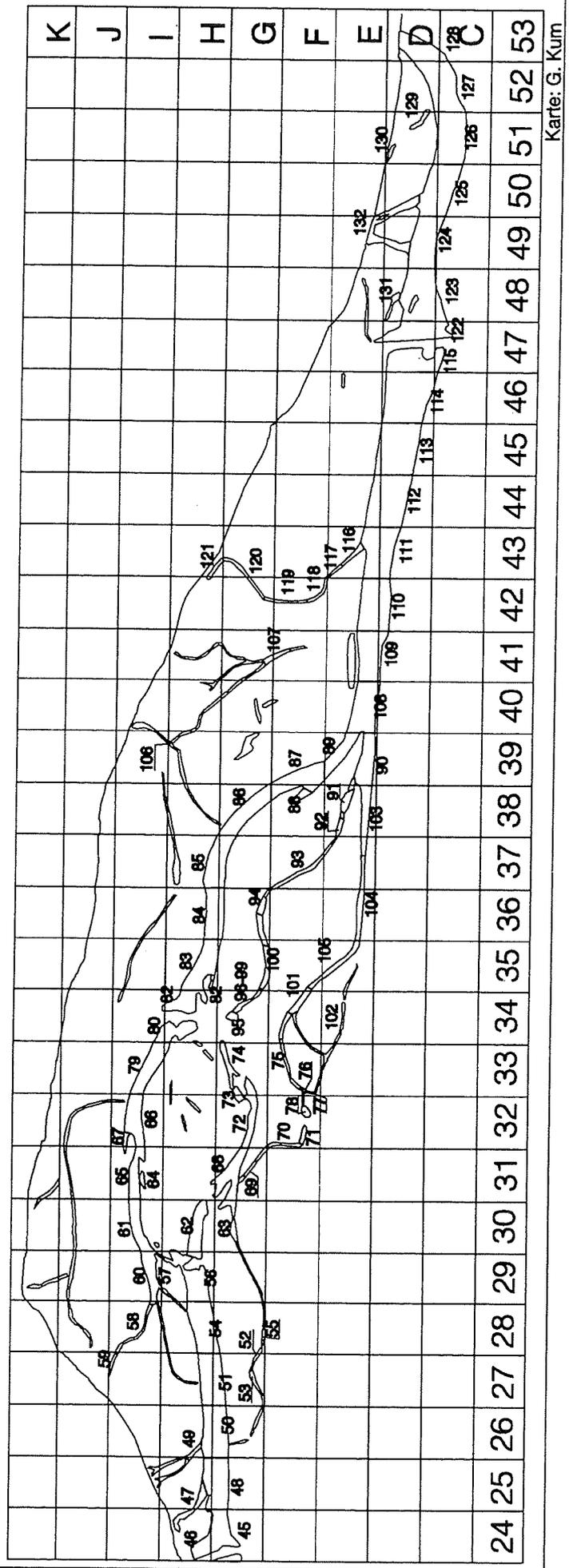
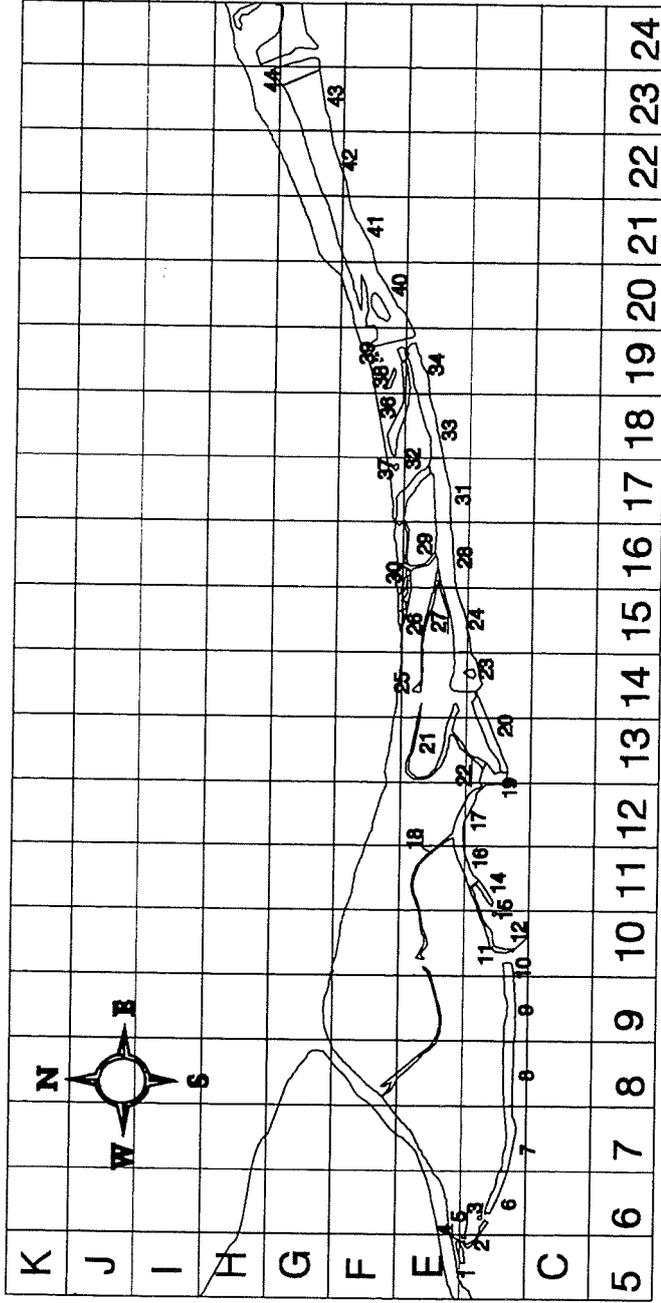
Regelsbrunn

Rasterfelder 200 x200m

Karte 1

Makrophyten 1995

Kohlerabschnitte



2.3.2 Auswertungsmethoden

Folgende Parameter wurden zur Beurteilung der Vegetation der einzelnen Abschnitte berechnet: Gesamtartenzahl, höchster (maximaler) und mittlerer (Median) Kohler-Index. Der Kohler-Index, also die Schätzzahl der Pflanzenmenge eines Abschnittes (KÖHLER 1978) steht mit der wirklichen Pflanzenmenge nach JANAUER et al. (1993) in folgender Beziehung: $y=x^3$. Hier kommt zum Ausdruck, daß die Pflanzenmenge eines Abschnittes auf das Wasservolumen bezogen gesehen werden muß. Dieser gewichtete Kohler-Index (y) bringt daher die Bedeutung der einzelnen Arten für die Raumerfüllung des Wasservolumens mehr zur Geltung. Die Summe aller gewichteten KI eines Abschnittes dividiert durch die Artenzahl des Abschnittes wird von uns als Mittlerer Mengenindex für den Abschnitt bezeichnet und spiegelt besser als der mittlere KI die durchschnittlichen Bewuchsverhältnisse des Abschnittes wieder.

Als Frequenz der einzelnen Arten wurde das prozentuelle Verhältnis von Zahl der Abschnitte mit dem Auftreten einer Art und der Gesamtzahl der Abschnitte berechnet.

Als % Deckung wird die Deckung aller Hydrophyten in Prozent der Wasserfläche angegeben.

2.4 Detailkartierung

2.4.1 Kartierungsarbeit

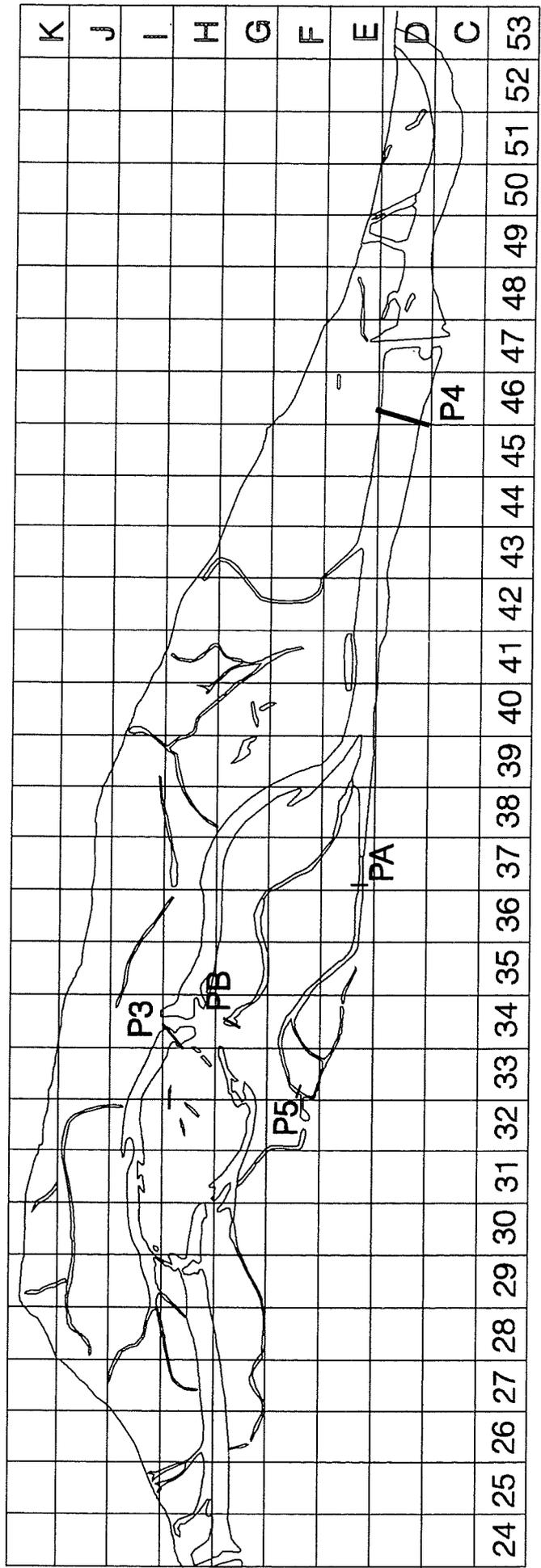
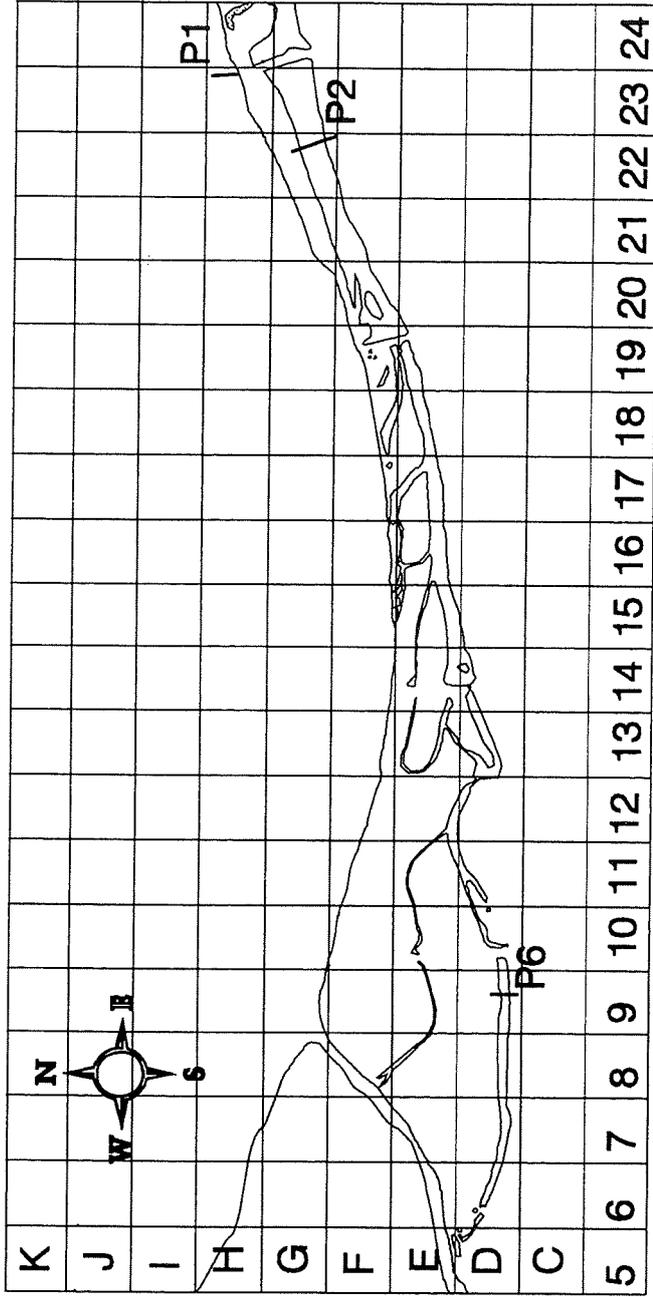
An den 6 Hauptprobepunkten sowie an zwei weiteren aus Sicht der Makrophytenvegetation interessanten Punkten (siehe Karte 2) wurden Transekte quer über das Gewässer gelegt. Die Breite der Transekte beträgt ca. 8-10% der Gewässerbreite. Die Eckpunkte wurden mit Pflöcken markiert, die Transekte selbst während der Kartierung mit Schnüren. Entlang der Quertransekte wurde die Makrophytenvegetation in Quadraten mit der Transektbreite als Seitenlänge aufgenommen. Es gibt somit für jeden Quertransekt je nach Transektbreite 9-16 Datensätze. Nach dem Laubfall im Herbst 1996 werden die Eckpunkte mittels differentieller GPS-Messung genau eingemessen, um ein Wiederfinden und wenn nötig neues Auspflocken in den Folgejahren zu erleichtern.

Gewässernetzung:
 Maria-Ellend
 Regelsbrunn
 Rasterfelder 200 x 200m

Makrophyten 1996

Karte 2

Detailkartierung
 Lage der Transekte



2.4.2 Erhobene und errechnete Parameter

- a) Die Gesamtmenge gibt nach einer fünfstufigen Skala (s.o.) die Menge aller Makrophyten im Quadrat an.
- b) Die Gesamtdeckung sagt aus wieviel Prozent der Quadratfläche mit Makrophyten bewachsen sind.
- c) In jedem Quadrat wurde an 5 Stellen die Höhe des Makrophytenbewuchses gemessen und der Mittelwert errechnet.
- d) Für alle vorkommenden Arten wurde die Pflanzenmenge nach der oben beschriebenen Kohlerskala geschätzt.
- e) Wassertiefe und Sedimentauflage wurden entlang der Transekte mit einer Meßstange gemessen.
- f) Aus der mittleren Bestandeshöhe, der Deckung und der Quadratfläche wurde das Bestandesvolumen errechnet. Dieses Volumen gibt jenen Raum des Gewässers an, der von Makrophyten strukturiert wird.
- g) Das Wasservolumen über jedem Quadrat wurde aus der Wassertiefe und der Quadratfläche berechnet.
- h) Der Anteil des Bestandesvolumens am Wasservolumen wurde prozentuelles Bestandesvolumen (Bestandesvolumen %) bezeichnet.
- i) Die Frequenz sagt aus in wieviel Prozent der Quadrate entlang eines Transekts die entsprechende Art vorkommt.
- j) Die Artenzahl gibt die Zahl der Makrophytenspecies in einem Quadrat bzw. entlang eines Transekts an.

3 Ergebnisse und Diskussion

3.1 Abschnittskartierung

In den 115 Quadranten mit Gewässern wurden insgesamt 199 Aufnahmen der Wasser- und Sumpfvegetation bzw. der dazugehörigen Gewässermorphologie vorgenommen, 132 Kohler-Abschnitte wurden unterschieden (Karte 1).

3.1.1 Flora

Tabelle 1 beinhaltet alle Arten von Makrophyten (sowohl Uferpflanzen, als auch Hydrophyten), die 1995 im Untersuchungsgebiet festgestellt wurden und die Frequenz ihres Auftretens bezogen auf alle untersuchten Abschnitte. Die Einteilung in Uferpflanzen und Hydrophyten orientiert sich an der Lebensweise der Arten im untersuchten Gebiet. Einige sonst als Helophyten zu bezeichnende Arten (*Sagittaria sagittifolia*, *Sparganium emersum* und *Eleocharis acicularis*) wurden daher als Hydrophyten eingestuft.

Im Vergleich zu früheren Untersuchungen blieb die Artenzahl sehr ähnlich. Wenige im Gebiet sehr seltene Pflanzen konnten 1995 nicht entdeckt werden (z.B. *Nymphoides peltata*, *Najas marina*, *Limosella aquatica*).

Tabelle 1: Im Gebiet vorkommende Makrophyten mit Artnamen, verwendeter Abkürzungen sowie Frequenz über alle 132 Abschnitte der flächendeckenden Kartierung t. Die Einteilung in Hydrophyten und Uferpflanzen erfolgt nach der Lebensweise der Arten im Untersuchungsgebiets.

Hydrophyten	Abkürzung	Frequenz
Lemna minor	Lem min	51,5
Spirodela polyrrhiza	Spi pol	36,4
Vaucheria sp.	Vaucheria	7,6
Nymphaea alba	Nym alb	0,8
Ceratophyllum demersum	Cer dem	43,9
Callitriche spp.	Cal sp.	26,5
Chara sp.	Cha sp.	3,8
Elodea canadensis	Elo can	6,8
E. nuttallii	Elo nut	32,6
Hippuris vulgaris	Hip vul	3,0
Wasseramoose	Moose	7,6
Myriophyllum spicatum	Myr spi	68,2
M. verticillatum	Myr ver	11,4
Potamogeton crispus	Pot cri	7,6
P. lucens	Pot luc	3,0
P. pectinatus	Pot pec	63,6
P. perfoliatus	Pot per	43,9
P.pusillus agg.	Pot sp.	3,0
Ranunculus circinatus	Ran cir	16,7
R. sp.	Ran sp	4,5
Ranunculus trichophyllus	Ran tri cf.	0,8
Eleocharis acicularis	Ele aci	6,1
Sagittaria sagittifolia	Sag sag	18,2
Sparganium emersum	Spa eme	7,6

Uferpflanzen	Abkürzung	Frequenz
Agrostis stolonifera	Agr sto	35,6
Alisma lanceolatum	Ali lan	9,8
A. plantago-aquatica	Ali pla	0,8
Butomus umbellatus	But umb	21,2
Carex spp.	Car sp.	3,8
Eleocharis palustris	Ele pal	0,8
Galium palustre	Gal pal	2,3
Glyceria maxima	Gly max	3,0
Iris pseudacorus	Iri pse	4,5
Lysimachia nummularia	Lys num	8,3
Mentha aquatica	Men aqu	3,8
Myosotis palustris	Myo pal	34,1
Phalaris arundinacia	Pha aru	41,7
Phragmites australis	Phr aus	15,2
Polygonum hydropiper	Pol hyd	1,5
Rorippa spp.	Ror sp.	50,0
Typha latifolia	Typ lat	1,5

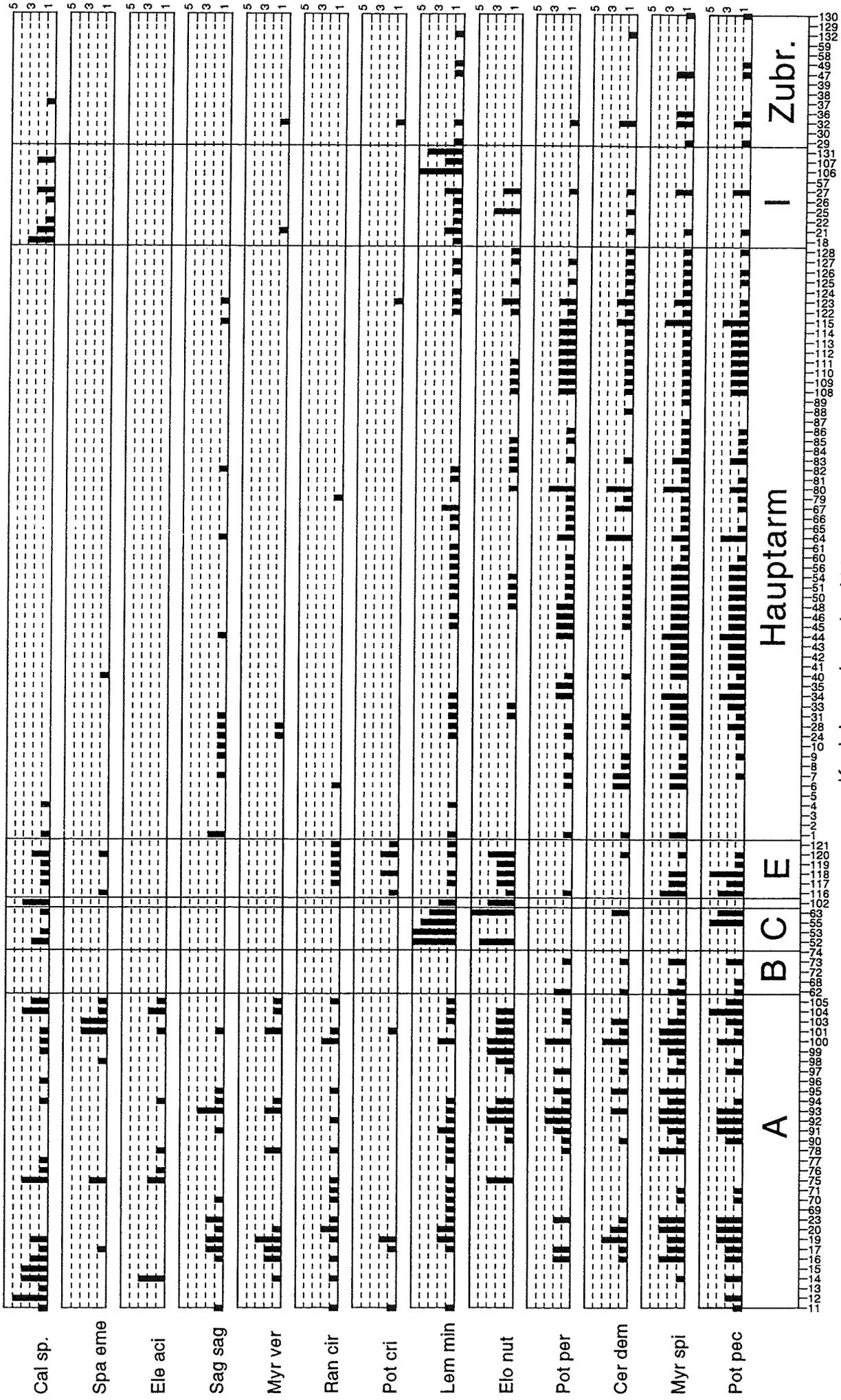
3.1.2 Vegetation:

Die erhobenen, aus den Kartierungsbögen entnommenen Grundlagendaten finden sich in der Anhangstabelle.

Alle erhobenen und errechneten Parameter der Vegetationsstruktur wurden herangezogen, um die große Zahl der Abschnitte in Gruppen (Gewässertypen) mit ähnlichen Vegetationsmustern zu ordnen. Das Auftreten bzw. die Menge an Hydrophyten wurde dabei deutlich stärker berücksichtigt, als das Vorkommen der Uferpflanzen. Insgesamt konnten wir im Gebiet acht doch relativ deutlich unterscheidbare Altarmsysteme (Biotoptypen) herausarbeiten. Die für diese Einteilung wesentlichen Parameter sind in den Abbildungen 1-3 sowie in der Tabelle 2 dargestellt. Die Gruppen lassen sich jedoch nicht nur durch ihre unterschiedlichen Vegetationsmuster trennen, sondern sind auch fast identisch mit den Biotopgruppen, die durch die limnochemische Arbeitsgruppe herausgearbeitet wurden.

Tabelle 2: Frequenzen der wichtigsten Hydrophyten in den 8 Biotopgruppen.

Teilsysteme	A	B	C	E	Haupt.	I	Zubr.
<i>Callitriche</i> spp.	56,3		75,0	66,7	3,3	5,0	8,3
<i>Myriophyllum verticillatum</i>	34,4				3,3	8,3	8,3
<i>Eleocharis acicularis</i>	25,0						
<i>Sagittaria sagittifolia</i>	37,5				2,0		
<i>Sparganium emersum</i>	21,9			33,3	1,7		
<i>Ranunculus circinatus</i>	46,9			83,3	3,3		
<i>Elodea canadensis</i>	18,8		25,0			16,7	
<i>Lemna minor</i>	62,5		1,0	66,7	41,7	75,0	41,7
<i>Elodea nuttallii</i>	4,6		5,0	83,3	33,3	16,7	
<i>Potamogeton crispus</i>	12,5			66,7	1,7		8,3
<i>P. pectinatus</i>	68,8	6,0	5,0	83,3	73,3	25,0	41,7
<i>P. perfoliatus</i>	43,8	4,0		16,7	65,0	8,3	8,3
<i>Spirodela polyrhiza</i>	37,5		75,0	66,7	33,3	5,0	25,0
<i>Ceratophyllum demersum</i>	4,6	4,0	25,0	16,7	6,0	25,0	16,7
<i>Myriophyllum spicatum</i>	71,9	6,0		66,7	88,3	25,0	33,3



Kohlerabschnitte

Abbildung 1: Kohler-Indizes mehrerer ausgewählter Hydrophyten für jeweils alle Kohlerabschnitte. Die Kohler-Abschnitte sind nach Biotypen geordnet.

Makrophyten 1995 ausgewählte Parameter der Hydrophyten

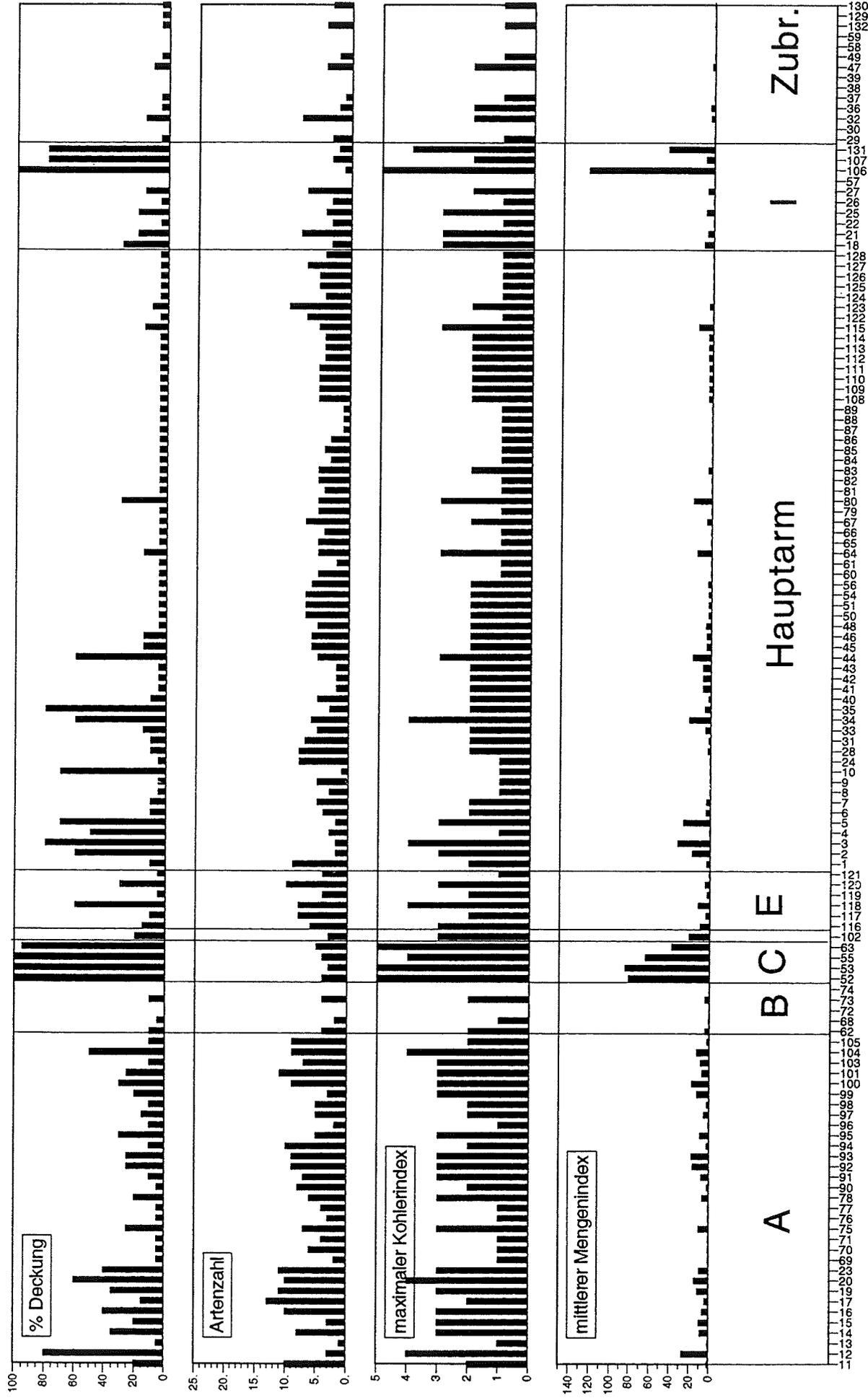


Abbildung2: %Deckung, Artenzahl, maximaler Kohler-Index, und mittlerer Mengenindex für jeweils alle Kohler-Abschnitte des Gebietes. Die Kohler-Abschnitte sind nach Biotoptypen geordnet.

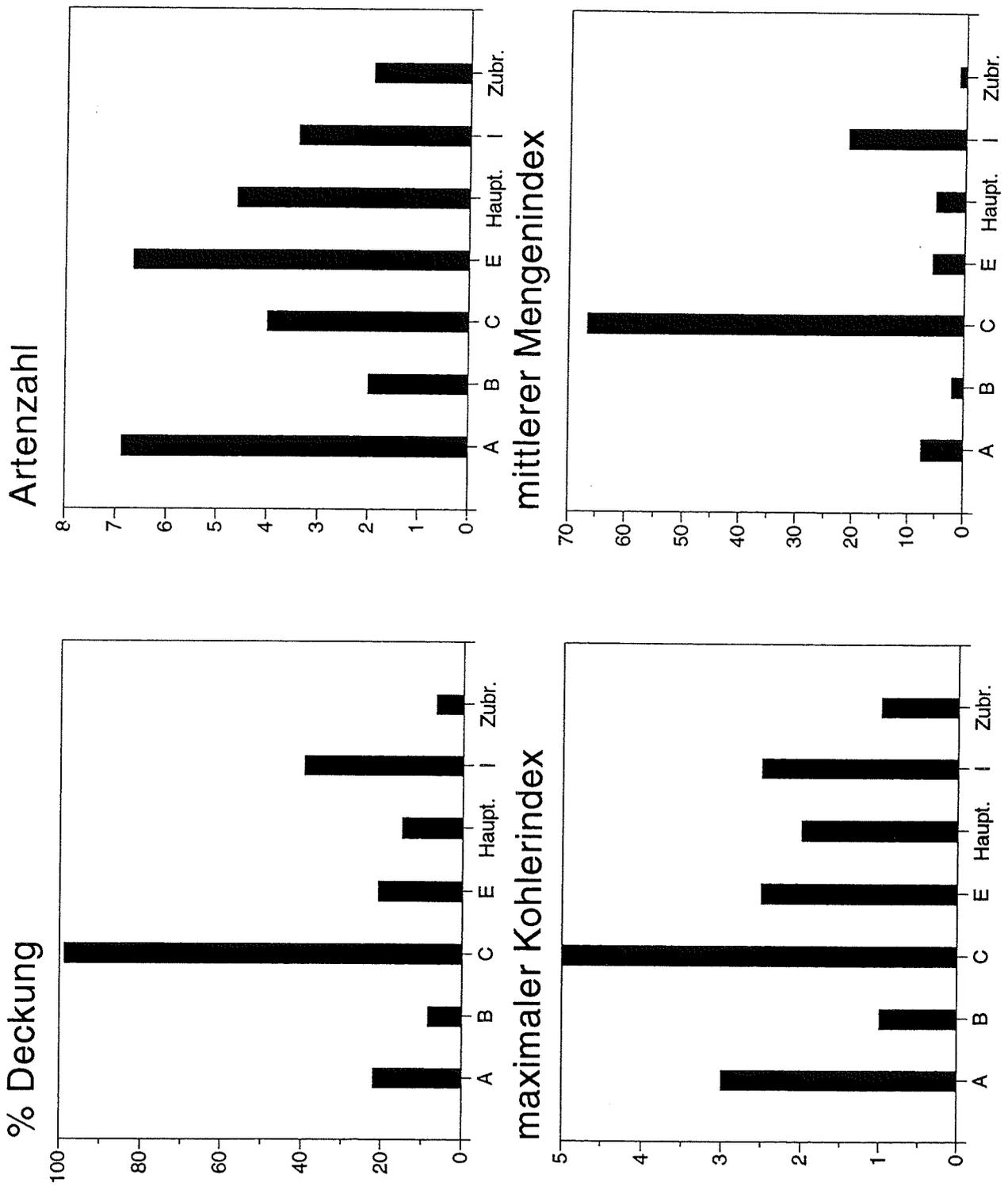


Abbildung 3: integrierte Daten für die einzelnen Altarmsysteme (Biotypen): Durchschnittswerte der Parameter prozentuelle Deckung, Artenzahl, Median der maximalen Kohler-Indizes und mittleren Mengenindices. (Anzahl der Abschnitte für die Biotypen: A n=32; B n=4; C n=5, E n=5, Haupt. n=60, I n=10; Zubr. n=14)

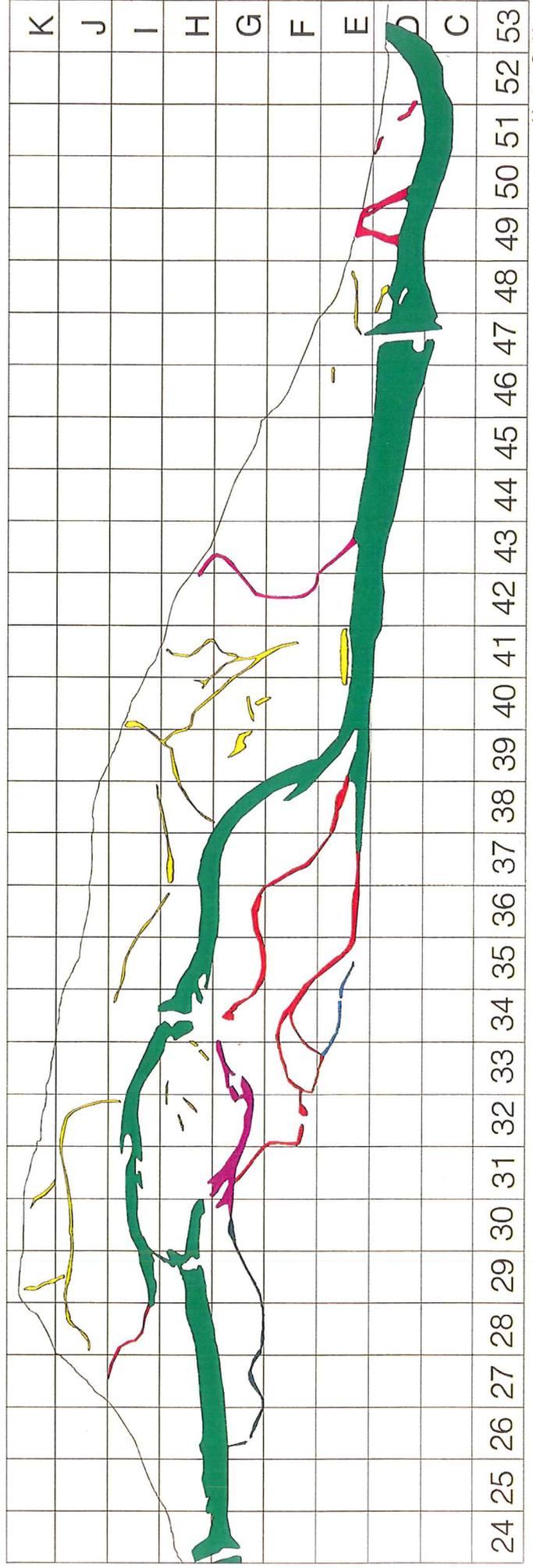
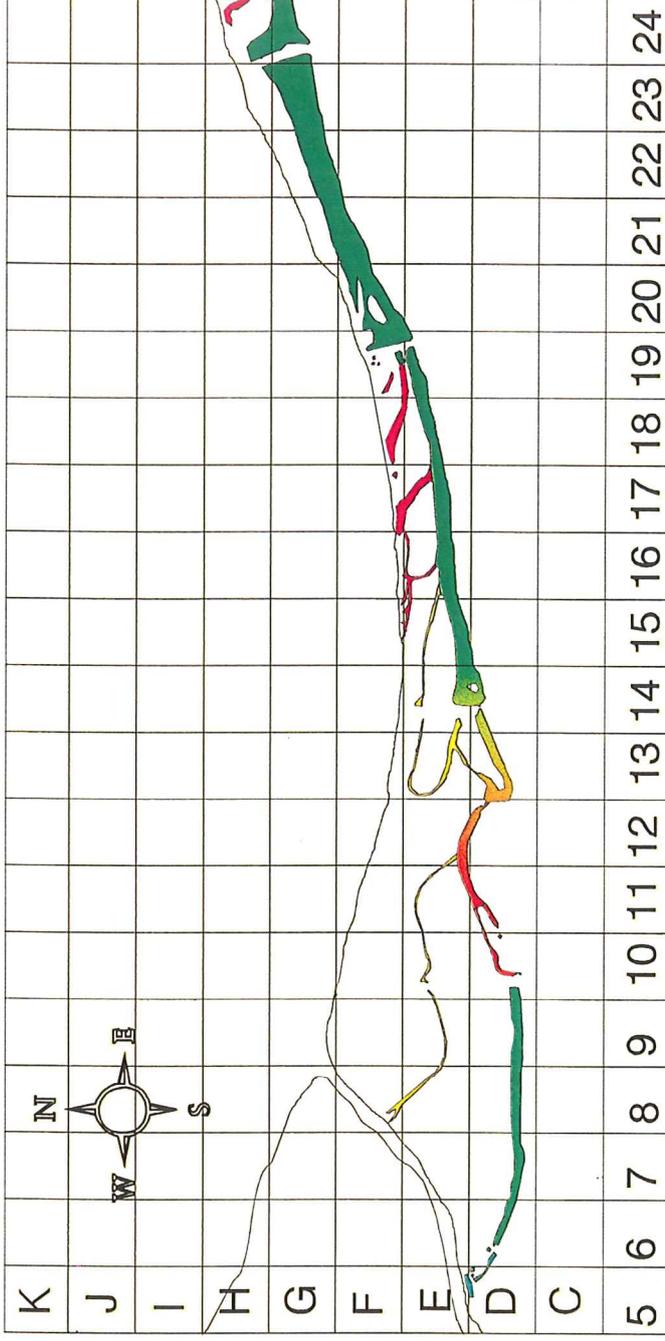
Gewässervernetzung:

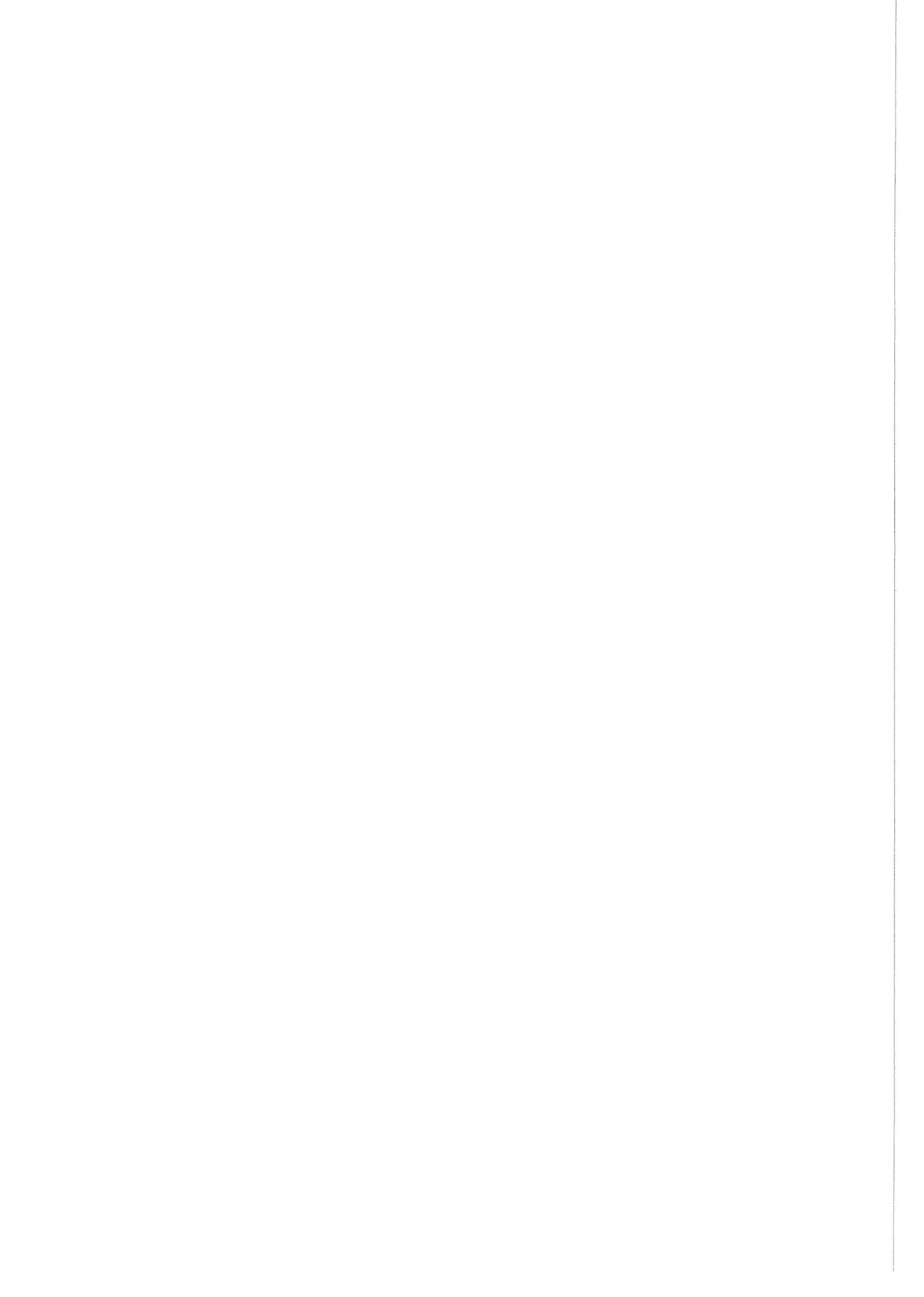
Maria-Ellend
Regelsbrunn

Rasterfelder 200 x200m

Makrophyten 1995

- █ Hauptarmabschnitte
- █ Zubringer v. d. Donau
- █ Armsystem A
- █ Armsystem B
- █ Armsystem C
- █ Armsystem D
- █ Armsystem E
- █ Armsystem I





3.1.3 Beschreibung der einzelnen Armsysteme (Biotoptypen)

3.1.3.1 Hauptarmabschnitte

Diese Biotopgruppe ist die flächenmäßig bedeutsamste und abschnittreichste. Das System zieht sich, mit Ausnahme eines kurzen Bereiches unterhalb der Maria Ellender Traverse (Armsystem A) und eines Hauptarmteiles im Mitterhaufenbereich (Armsystem B), entlang des Hauptarmes durch das gesamte Untersuchungsgebiet. Der Hauptarm ist gekennzeichnet durch relativ trübes Wasser, starke Strömung bei Hochwasser und einen niederen Deckungsgrad der Vegetation. Die Vegetation tritt v.a. in den Randbereichen, sowie etwa 100 m oberhalb der Traversen verstärkt auf. Dort findet man auch für ein Makrophytenwachstum günstigere Bedingungen: Weichsedimentauflagen, geringere Wassertiefen und strömungsgeschützte Bereiche bei Hochwasser. Weite Teile sind aber auch vollkommen vegetationsfrei. Die Kohler-Indices liegen nie über 3, niedere Werte bei den Parametern maximaler Kohler-Index und mittlerer Mengenindex sind typisch. Die mittlere Artenzahl von 5 ist jedoch relativ groß. Charakteristische Arten mit hoher Frequenz sind *Potamogeton perfoliatus*, *Myriophyllum spicatum* und *Potamogeton pectinatus*.

3.1.3.2 Zubringer von der Donau

Bei dieser Biotopgruppe handelt es sich um wenige schmale, meist beschattete Gerinne, die unmittelbar hinter dem Treppelweg beginnend linksseitig in den Hauptarm münden. Ihr Untergrund ist überwiegend schottrig, das Wasser durch Donauqualmwasser trüb, meist sind sie bei höheren Mittelwasserständen bereits an die Donau angebunden. Artenzahl, Kohler-Indices und prozentuelle Deckung sind sehr gering, viele Abschnitte vegetationsfrei. Die charakteristischen Arten entsprechen denen des Hauptarmes.

3.1.3.3 Armsystem A

Dieser Biotoptyp enthält Abschnitte der Nebenarme im Mitterhaufenbereich und den Hauptarmbereich unterhalb der Maria-Ellender Traverse. Die Nebenarme im Mitterhaufenbereich sind dabei teilweise in Auweiher- und Autümpelketten zerfallen. Wechselnde Sedimentauflagen, mäßige Beschattung, relativ klares Wasser kennzeichnen dieses artenreiche und relativ stark bewachsene Teilsystem. Deckung und mittlerer

Mengenindex waren in der Vegetationsperiode 1995 geringer als in den Vorjahren aber doch deutlich höher als im Hauptarm und in den Zubringern. Neben den auch im Hauptarm dominierenden Arten (s.o.) ist diese Gruppe v.a. durch das Auftreten von *Sparganium emersum*, *Eleocharis acicularis*, *Sagittaria sagittifolia*, *Callitriche* spp. und *Myriophyllum verticillatum* gekennzeichnet.

3.1.3.4 Armsystem B

Im Mitterhaufengebiet spaltet sich der Hauptarm in zwei Äste. Der rechtsseitige Arm (Armsystem B) zeichnet sich durch sehr lockeren, wenig verfestigten Schotter aus. Dies deutet auf starke Umlagerungen bei Hochwasser hin. Die Lebensbedingungen für Makrophyten sind somit äußerst ungünstig und es kommt nicht zur Etablierung dauerhafter Bestände. Dieses Teilsystem ist noch artenärmer als das eigentliche Hauptarmgebiet und weitgehend vegetationsfrei. Nur die Pflanzen des Hauptarmes (s.o.) treten mit Kohler-Indices bis 2 auf.

3.1.3.5 Armsystem C

Beim Armsystem C handelt es sich um einige Tümpel in einem sonst verlandeten Graben südlich des Hauptarmes oberhalb der Mitterhaufentraverse. Die Abschnitte dieses Bereichs weisen die höchsten Durchschnittswerte für Deckung, maximalen Kohlerindex und mittleren Mengenindex auf. Sie stellen somit den am stärksten von Makrophyten geprägten Gewässertyp des Gebiets dar. Die Artenzahl ist allerdings relativ gering es dominieren einige wenige Arten: *Elodea canadensis*, *Lemna minor*, *Spirodela polyrhiza* und *Callitriche* sp.

3.1.3.6 Armsystem D

Dieser Biotyp besteht aus nur einem vom restlichen Altarmsystem stark isolierten Abschnitt und wurde daher in den Abbildungen 1-3 nicht berücksichtigt. Der Arm ist stark beschattet, der Wasserspiegel liegt einige Meter über dem der anderen Altarme, sodaß das Gewässer wahrscheinlich vom Hangwasser geprägt ist. Charakteristische Arten sind *Elodea nuttallii*, *Lemna minor* und *Callitriche* sp.

3.1.3.7 Armsystem E

Die Abschnitte dieses Bitoptyps liegen in einem unmittelbar hinter dem Treppelweg beginnenden Arm der ca. 800 m oberhalb der Regelsbrunner Traverse linksseitig in den Hauptarm mündet. Auf Grund dieser Charakteristik wäre das Gewässer zu den Zubringern von der Donau zu rechnen. Eine hohe Artenzahl mit einer mittleren Deckung von ca. 20% und einem durchschnittlichen maximalen Kohlerindex von 2,5 grenzen diesen Typ allerdings deutlich gegen die anderen Zubringer ab und machen ihn zu einem aus Sicht der Makrophyten bedeutenden Standort. Charakteristische Arten sind *Ranunculus circinatus*, *Elodea nuttallii*, *Potamogeton crispus* und *Potamogeton pectinatus*.

3.1.3.8 Armsystem I

Zum diesem Teilsystem wurden im Bereich zwischen Hauptarm und Donau liegende stark isolierte Gewässer zusammengefaßt. Meist handelt es sich um einzelne Tümpel in sonst trockenengefallenen Gräben. Die Vegetation ähnelt stark der von Armsystem C, ist aber, da viele der Tümpel zumindest zeitweise trockenfallen, stärker von Lemnaceen geprägt.

3.2 Detailkartierung

Namen und Abkürzungen entlang der Transekte angetroffener Arten sind, wie die bei der Abschnittskartierung gefundenen Arten, der Tabelle 1 zu entnehmen. Tabelle 3 gibt einen groben Überblick über die biotische und abiotische Struktur der einzelnen Transekte, Tabelle 4 über die floristische Zusammensetzung.

Tabelle 3: Überblick über die biotische und abiotische Struktur der Transekte P1-P6, PA und PB.

Transekte	P1	P2	P3	P4	P5	P6	PA	PB
Gesamtlänge [m]	32	90	125	157	17	33	25	39
Breite [m]	2	10	10	15	2	3	2	3
Zahl der Quadrate	16	2	13	11	9	11	13	13
Wasservolumen [m3]	74	2425	1277	3067	29	57	31	288
Bestandesvolumen [m3]	0,02	0,30	336,87	59,07	0,49	2,35	16,11	16,98
Bestandesvolumen [%]	0,02	0,01	26,39	1,93	1,67	4,10	51,63	5,89
Gesamtdeckung [%]	0,4	0,2	34,6	4,4	13,8	16,1	65,8	25,0
Artenzahl	2	2	10	5	8	9	20	7

Tabelle 4: Frequenzen (prozentueller Anteil der mit der Art besiedelten Quadrate und der Gesamtzahl der Quadrate eines Transekts) der Hydrophyten und Uferpflanzen entlang der Transekte P1-P6, PA und PB.

Hydrophyten	P1	P2	P3	P4	P5	P6	PA	PB
Lemna minor			8	9				
Moos	19		8		11	9		
Ceratophyllum demersum			8	18		18		
Myriophyllum verticillatum							69	
Callitriche spp.			8		78		69	
Elodea canadensis							8	
E. nuttallii				9	78		77	46
Myriophyllum spicatum		11	31	45		36	85	
Potamogeton crispus							15	
P. pectinatus			38	27			77	
P. perfoliatus			31					15
P. pusillus agg.							8	
Ranunculus circinatus						55	69	15
Eleocharis acicularis							8	
Sparganium emersum			15			27	8	15

Uferpflanzen	P1	P2	P3	P4	P5	P6	PA	PB
Agrostis stolonifera							8	
Butomus umbellatus					33	27	38	15
Carex spp.								
Galium palustre							15	
Lysimachia nummularia					33			
Myosotis palustris					33		8	
Phalaris arundinacia	6	11			22	18	31	8
Phragmites australis			8				15	8
Polygonum hydropiper						18		
Rorippa spp.						18	8	

3.2.1 Beschreibung der einzelnen Quertransekte

P1, Donauseitenarm

Dieser bei Haslau in der Donau gelegene 32 m lange Transekt liegt als einziger außerhalb des bei der flächendeckenden Kartierung erfaßten Gebiets. Obwohl der Standort durch eine mit *Salix alba* bewachsene Schotterbank geschützt ist und teilweise durch einen Totwasserbereich führt, ist bis auf einige Moose keine Makrophytenvegetation ausgebildet (Abb. 4 und 5).

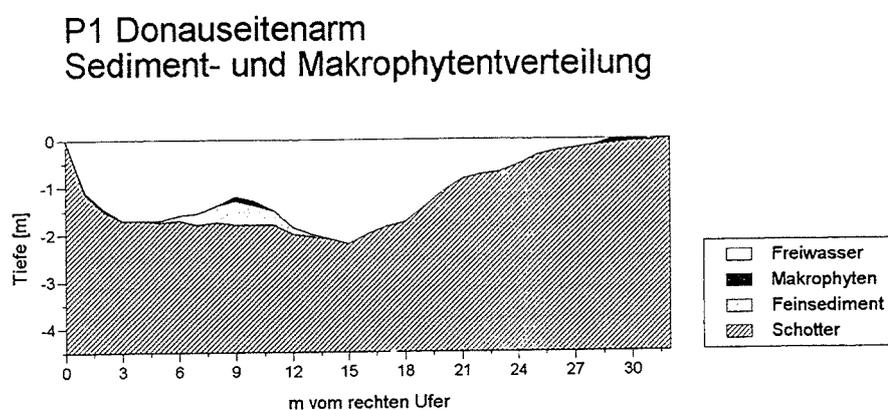


Abbildung 4: Freiwasser, von den Makrophyten strukturierter Raum (Makrophyten) und Feinsedimentverteilung entlang Transekt P1.

P1 Donauseitenarm Makrophytenparameter

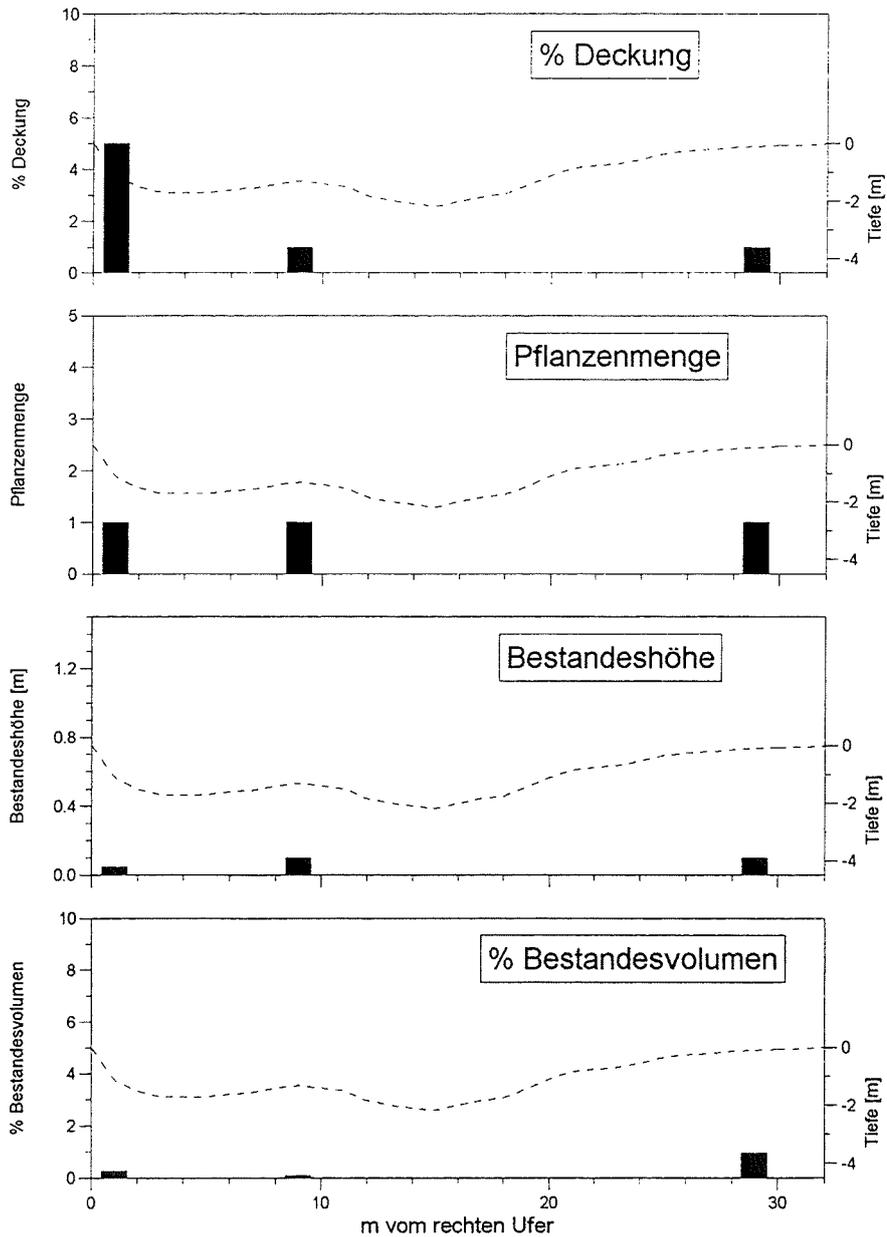


Abbildung 5: % Deckung, Pflanzenmenge, mittlere Bestandeshöhe und prozentueller Anteil des Makrophytenvolumens am Wasservolumen für jedes Quadrat über Transekt P1. Die punktierte Linie gibt den Verlauf des Gewässergrundes an.

P2, Haslau

Dieser ca. 250 m oberhalb der Traverse bei Haslau gelegene 90 m lange, mit über 3 m relativ tiefe, Transekt zeigt das für weite Strecken des Hauptarms typische Bild: Feinsediment und Makrophyten beschränken sich auf die Randbereiche und sind auch dort nur äußerst spärlich vertreten. *Myriophyllum spicatum* ist die einzige vorkommende Hydrophytenart (Abb.6 und 7).

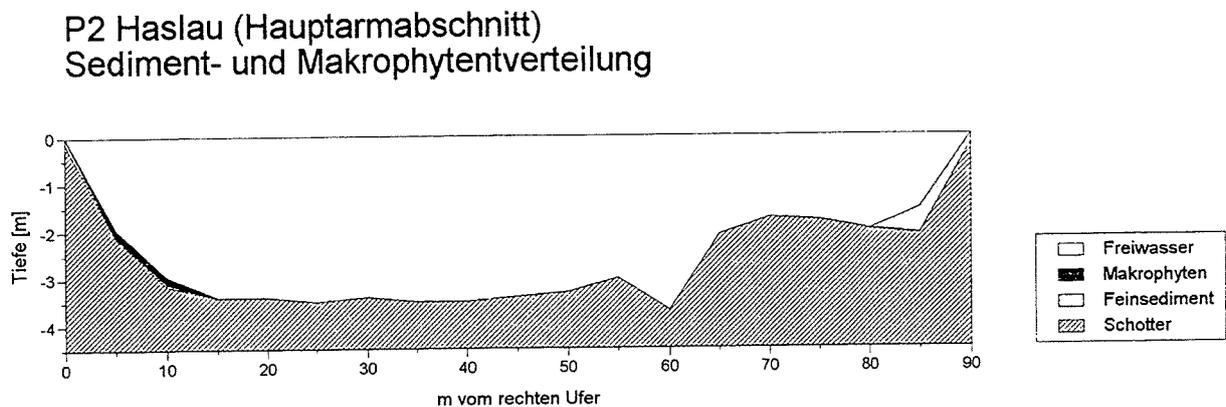


Abbildung 6: Freiwasser, von den Makrophyten strukturierter Raum (Makrophyten) und Feinsedimentverteilung entlang Transekt P2.

P2 Haslau (Hauptarmabschnitt) Makrophytenparameter

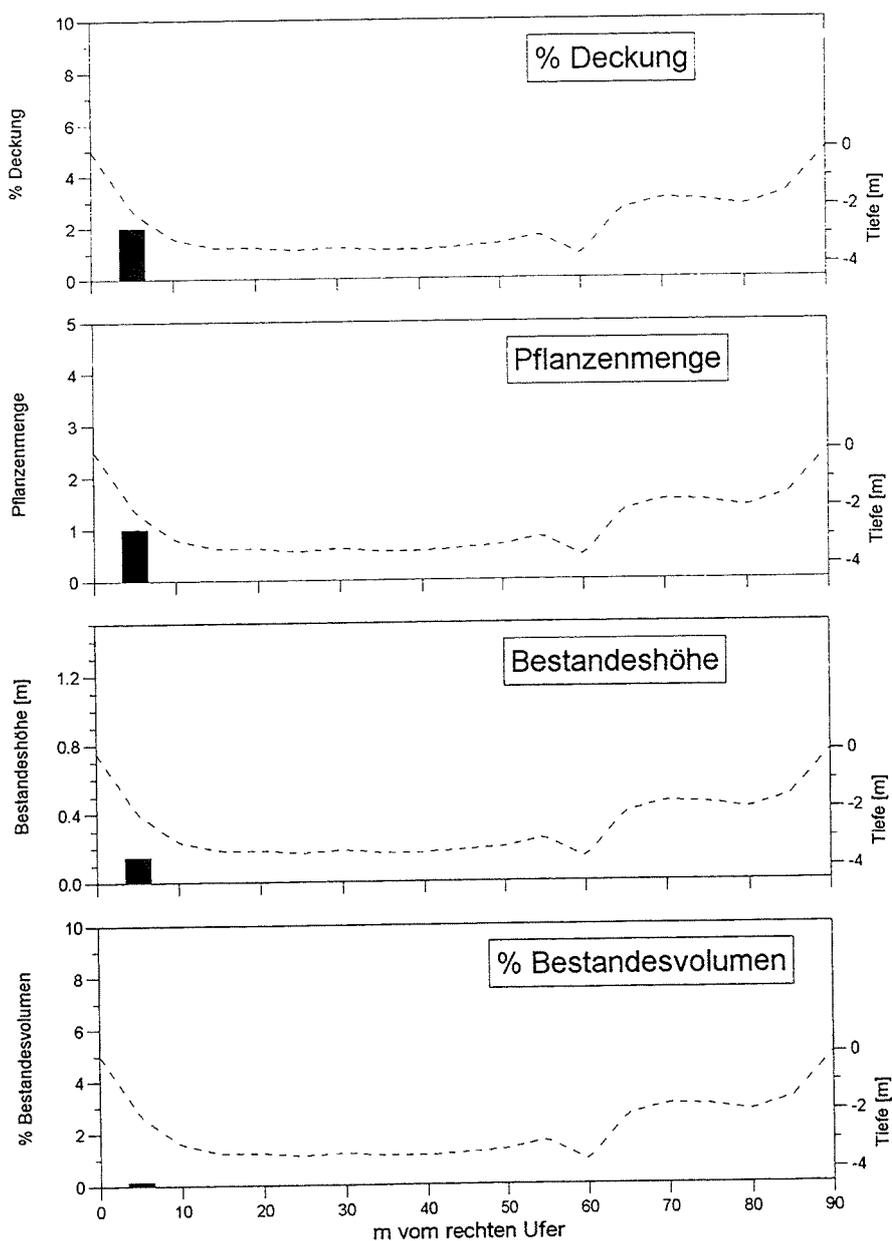


Abbildung 7: % Deckung, Pflanzenmenge, mittlere Bestandeshöhe und prozentueller Anteil des Makrophytenvolumens am Wasservolumen für jedes Quadrat über Transekt P2. Die punktierte Linie gibt den Verlauf des Gewässergrundes an.

P3, Mitterhaufen

Transekt P3 zeigt ein für die Hauptarmabschnitte unmittelbar oberhalb der Traversen typisches Bild: Auf teilweise recht mächtigen Feinsedimentauflagen sind üppige Makrophytenbestände ausgebildet. P3 weist mit einer Stärke von bis zu 1,70 m die mächtigsten Feinsedimentablagerungen und mit 337 m³ Bestandesvolumen die größten Makrophytenbestände alle Transekt auf. Die Vegetation wird mit *Myriophyllum spicatum*, *Potamogeton pectinatus* und *Potamogeton perfoliatus* von drei für den Hauptarm typischen Arten geprägt (Abb.8 und 9).

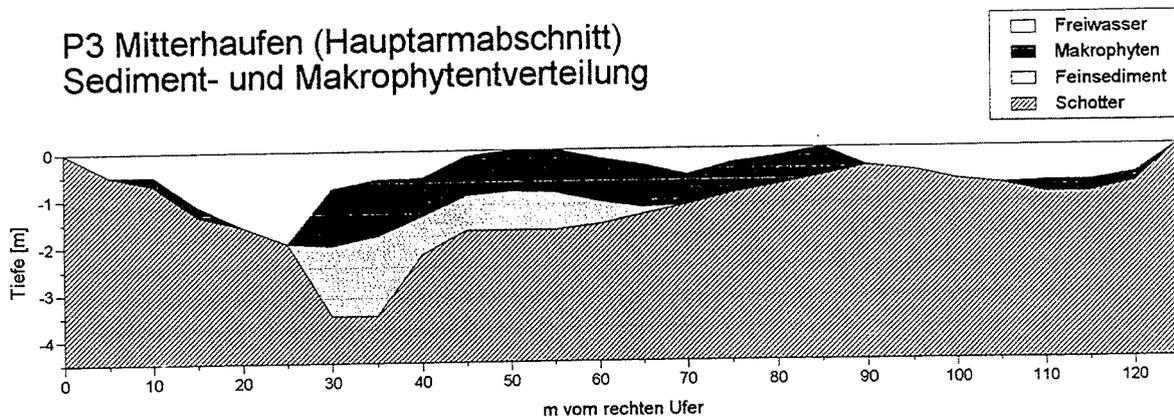


Abbildung 8: Freiwasser, von den Makrophyten strukturierter Raum (Makrophyten) und Feinsedimentverteilung entlang Transekt P3.

P3 Mitterhaufen (Hauptarmabschnitt) Makrophytenparameter

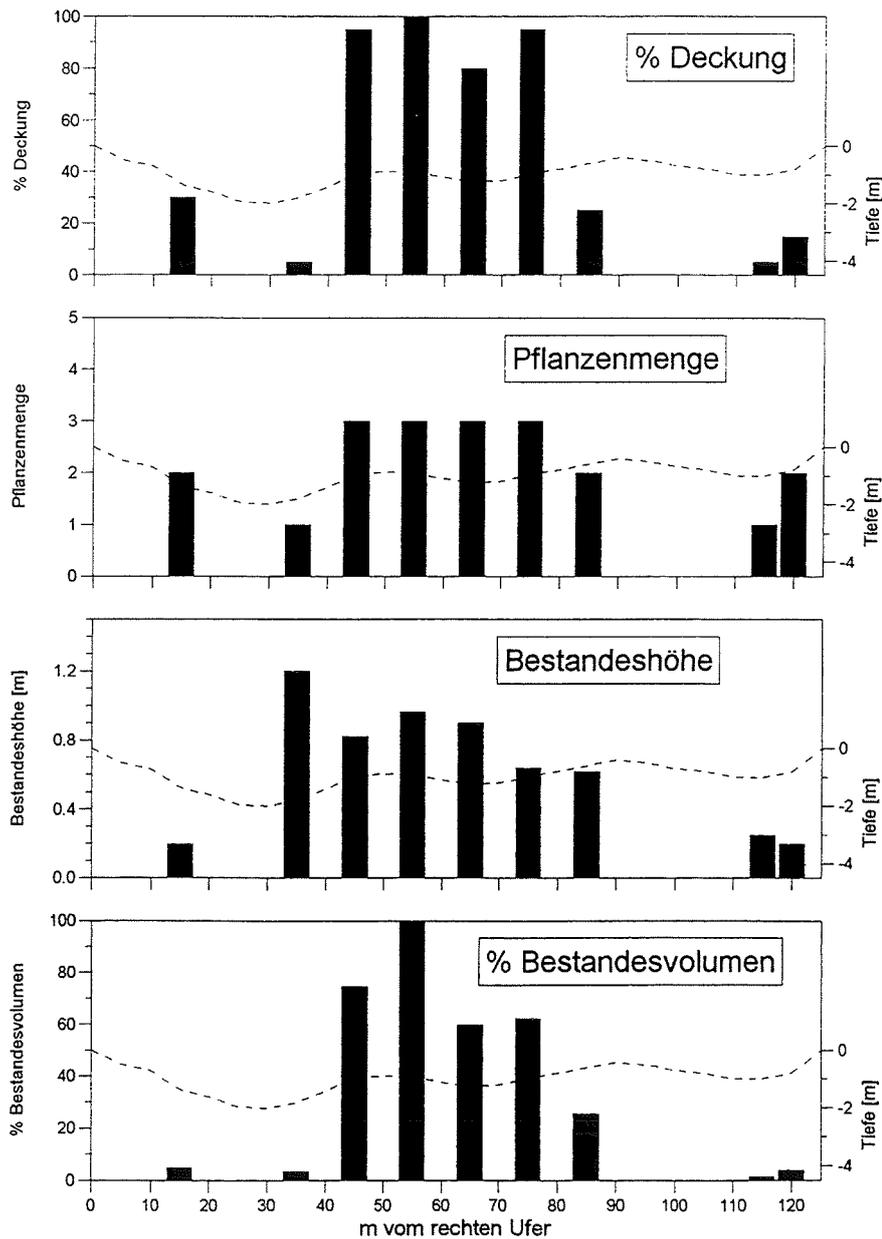


Abbildung 9: % Deckung, Pflanzenmenge, mittlere Bestandeshöhe und prozentueller Anteil des Makrophytenvolumens am Wasservolumen für jedes Quadrat über Transekt P3. Die punktierte Linie gibt den Verlauf des Gewässergrundes an.

P4, Regelsbrunn

Auch dieser 157 m lange Transekt spiegelt die Situation eines Hauptarmabschnitts oberhalb einer Traverse wieder. Allerdings sind die Effekte wegen der größeren Entfernung zur Traverse und der unterschiedlichen Gewässermorphologie weniger deutlich. Die Makrophytenvegetation ist weniger mächtig, aber gleichmäßiger verteilt als bei P3. Sie wird von *Myriophyllum spicatum* und *Potamogeton pectinatus* geprägt (Abb.10 und 11).

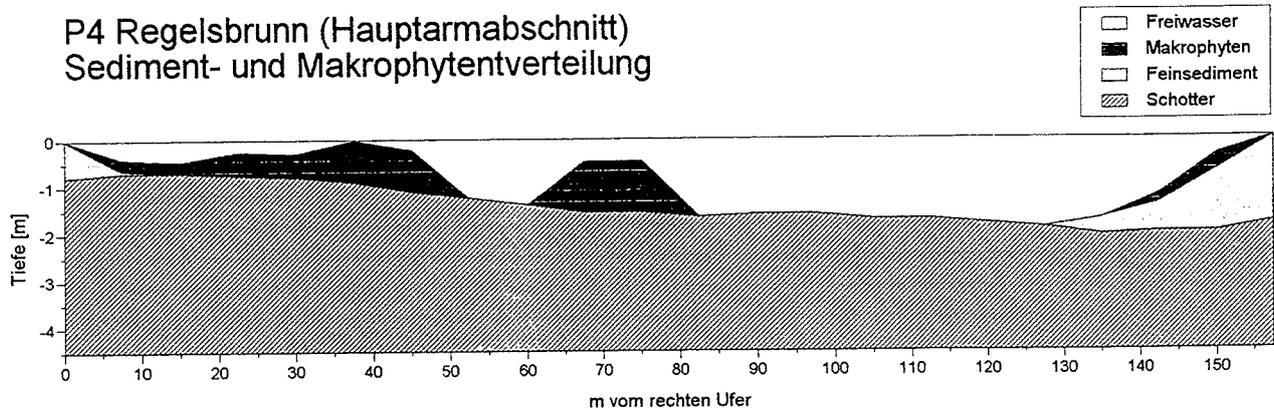


Abbildung 10: Freiwasser, von den Makrophyten strukturierter Raum (Makrophyten) und Feinsedimentverteilung entlang Transekt P4.

P4 Regelsbrunn (Hauptarmabschnitt) Makrophytenparameter

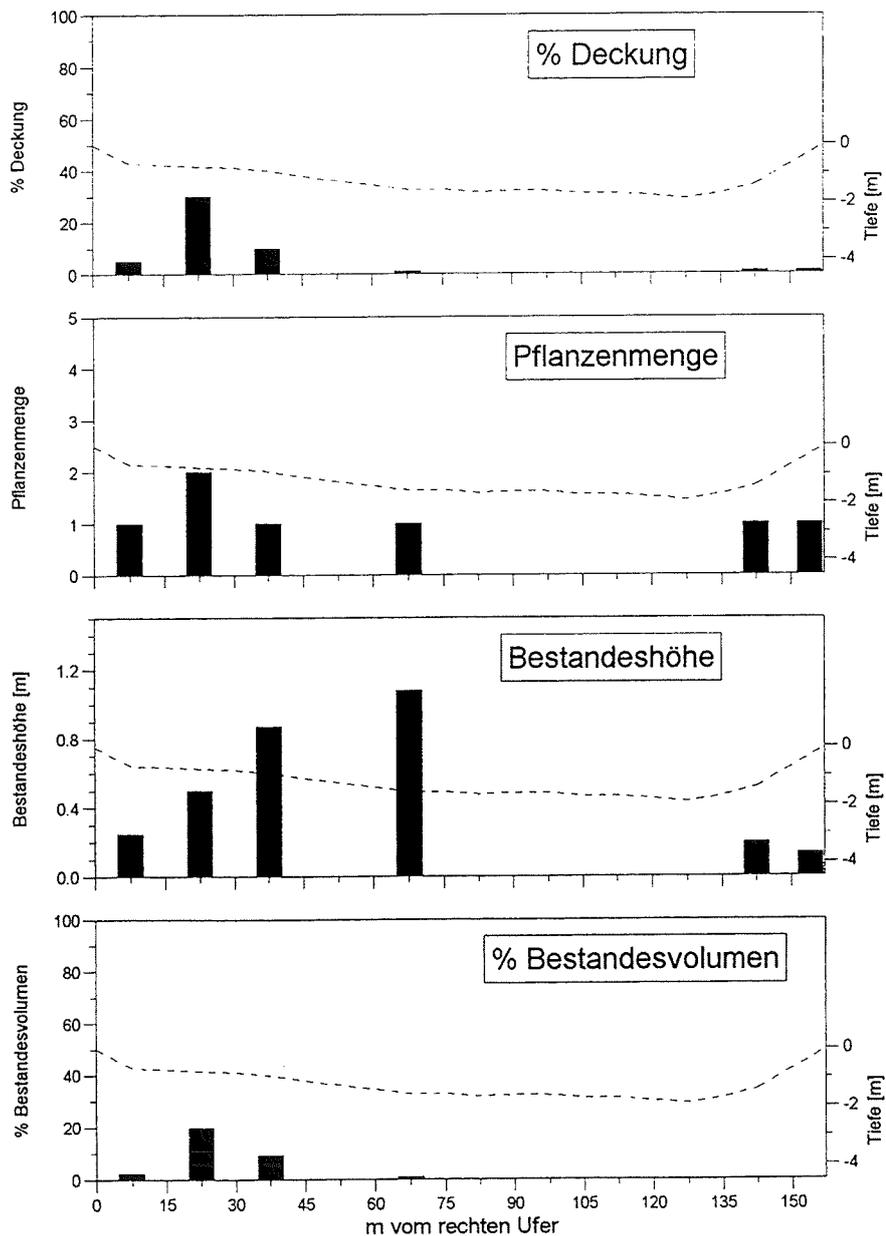


Abbildung 11: % Deckung, Pflanzenmenge, mittlere Bestandeshöhe und prozentueller Anteil des Makrophytenvolumens am Wasservolumen für jedes Quadrat über Transekt P4. Die punktierte Linie gibt den Verlauf des Gewässergrundes an.

P5, beim Schwarzen Loch

Dieser mit 17 m kürzeste Transekt über einen Tümpel hinter dem Schwarzen Loch weist keinerlei Feinsediment auf und dürfte stark grundwassergeprägt sein. Seine Lage im Randbereich des Armsystems A kommt auch in der Vegetation zum Ausdruck: Mit *Callitriche* sp. dominiert neben *Elodea nuttallii* eine Art mit Verbreitungsschwerpunkt in diesem System. Die hohen Werte für Deckung, Pflanzenmenge und prozentuelles Bestandesvolumen im linken Teil des Transekts sind auf den Übergang zu der von *Agrostis stolonifera* geprägten Ufervegetation zurückzuführen (Abb.12 und 13).

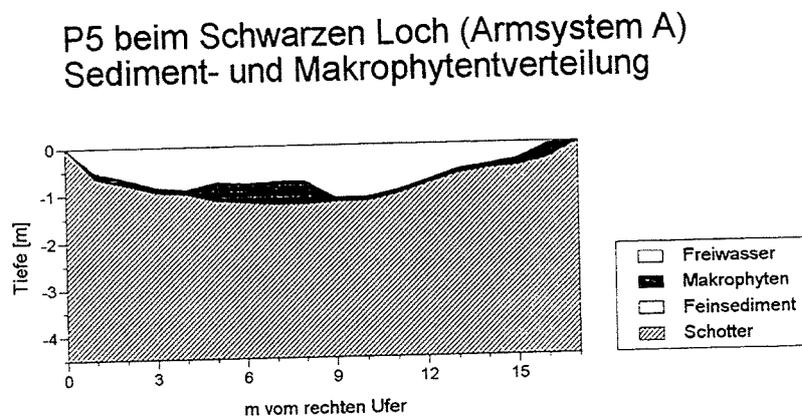


Abbildung 12: Freiwasser, von den Makrophyten strukturierter Raum (Makrophyten) und Feinsedimentverteilung entlang Transekt P5.

P5 beim Schwarzen Loch (Armsystem A) Makrophytenparameter

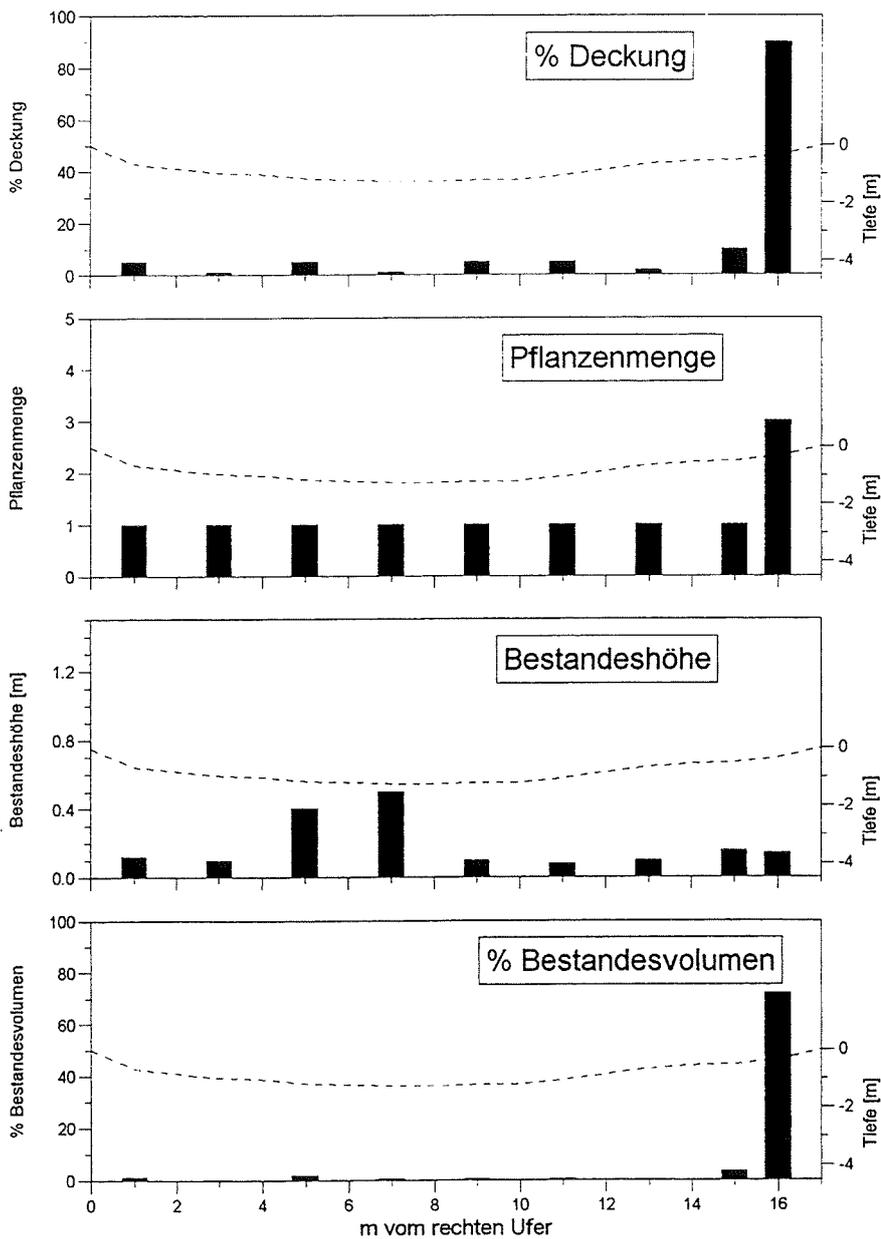


Abbildung 13: % Deckung, Pflanzenmenge, mittlere Bestandeshöhe und prozentueller Anteil des Makrophytenvolumens am Wasservolumen für jedes Quadrat über Transekt P5. Die punktierte Linie gibt den Verlauf des Gewässergrundes an.

P6, Maria-Ellend

Der 33 m lange Transekt ist an der linken Seite vom Übergang in den hier anschließenden von *Phragmites australis* dominierten Röhrichtgürtel geprägt. Ansonsten zeigt er bis auf die geringere Tiefe ein dem Transekt P2 bei Haslau sehr ähnliches, für den Hauptarm typisches Bild. Die Vegetation ist im Randbereich von Uferpflanzen geprägt. Unter den Hydrophyten sind *Myriophyllum spicatum* und *Ranunculus circinatus* am bedeutendsten. Die räumliche Strukturierung des Gewässers durch die Makrophytenvegetation ist allerdings recht gering (Abb. 14 und 15).

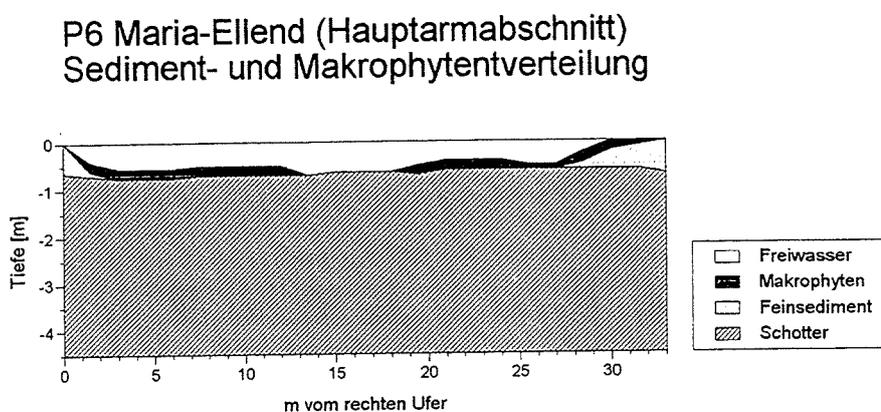


Abbildung 14: Freiwasser, von den Makrophyten strukturierter Raum (Makrophyten) und Feinsedimentverteilung entlang Transekt P6.

P6 Maria-Ellend (Hauptarmabschnitt) Makrophytenparameter

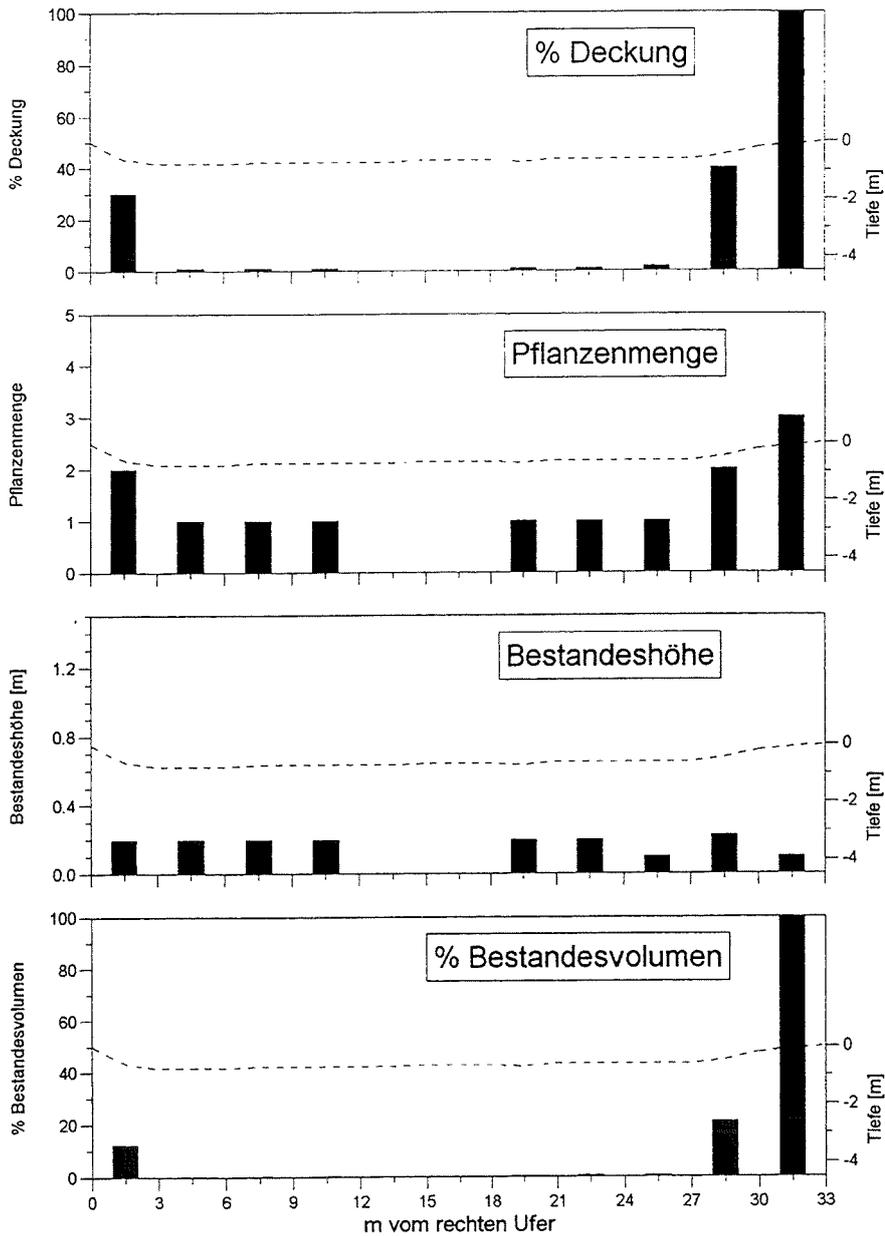


Abbildung 15: % Deckung, Pflanzenmenge, mittlere Bestandeshöhe und prozentueller Anteil des Makrophytenvolumens am Wasservolumen für jedes Quadrat über Transekt P6. Die punktierte Linie gibt den Verlauf des Gewässergrundes an.

PA, Südarm

Dieser ca. 2km stromauf der Regelsbrunner Traverse im südlichsten Seitenarm gelegene 25m lange Transekt weist eine durchgehende, üppige Makrophytenvegetation auf. Sämtliche pflanzenbezogene Parameter erreichen hier ein Maximum. Auf der Transektfläche von 50 m² findet man mit 20 Arten 80% der im gesamten Untersuchungsgebiet vorkommenden Makrophytenspecies. *Callitriche* spp., *Myriophyllum verticillatum*, *Myriophyllum spicatum*, *Ranunculus circinatus*, *Potamogeton pectinatus* und *Elodea nuttallii* prägen die reich strukturierte Hydrophytenvegetation (Abb.16 und 17).

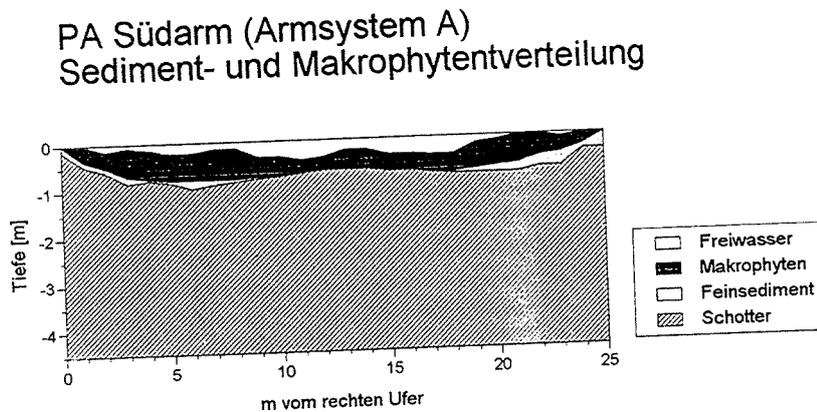


Abbildung 16: Freiwasser, von den Makrophyten strukturierter Raum (Makrophyten) und Feinsedimentverteilung entlang Transekt PA.

PA Südarm (Armsystem A) Makrophytenparameter

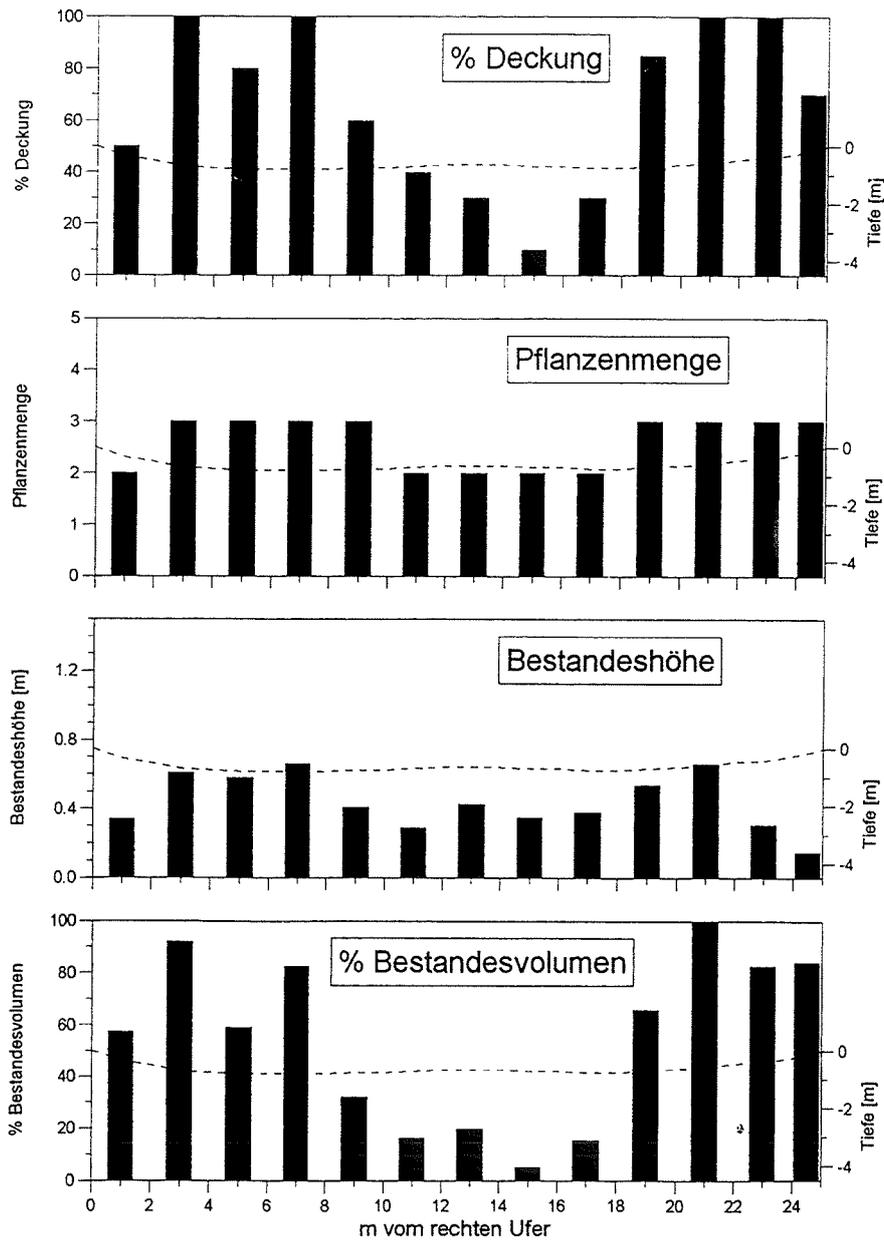


Abbildung 17: % Deckung, Pflanzenmenge, mittlere Bestandeshöhe und prozentueller Anteil des Makrophytenvolumens am Wasservolumen für jedes Quadrat über Transekt PA. Die punktierte Linie gibt den Verlauf des Gewässergrundes an.

PB, Rotes Loch

Linke und rechte Seite dieses Transekts zeigen ein komplett unterschiedliches Bild. Am linken Ende des Transekts ist auf einer dicken Feinsedimentschicht ein üppiger von *Myriophyllum spicatum* und *Potamogeton perfoliatus* geprägter Makrophytenbestand ausgebildet. Dieser Bereich dürfte bei Hochwasser in einer Totwasserzone liegen. Am rechten Rand des Gewässers ist auf sehr lockerem Schotter nur eine spärliche Vegetation vorhanden, in der Mitte fehlen wegen der großen Tiefe (4,35 m) und der somit schlechten Lichtverhältnisse Hydrophyten völlig (Abb. 18 und 19).

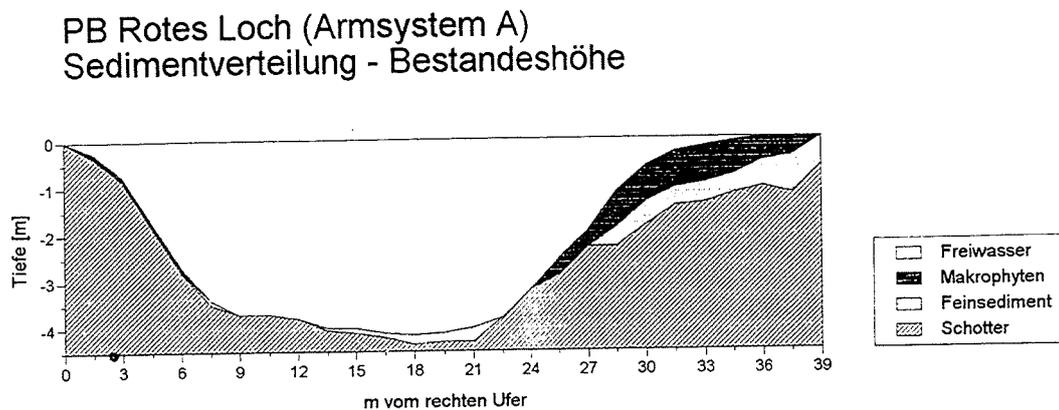


Abbildung 18: Freiwasser, von den Makrophyten strukturierter Raum (Makrophyten) und Feinsedimentverteilung entlang Transek PB.

PB Rotes Loch (Armsystem A) Makrophytenparameter

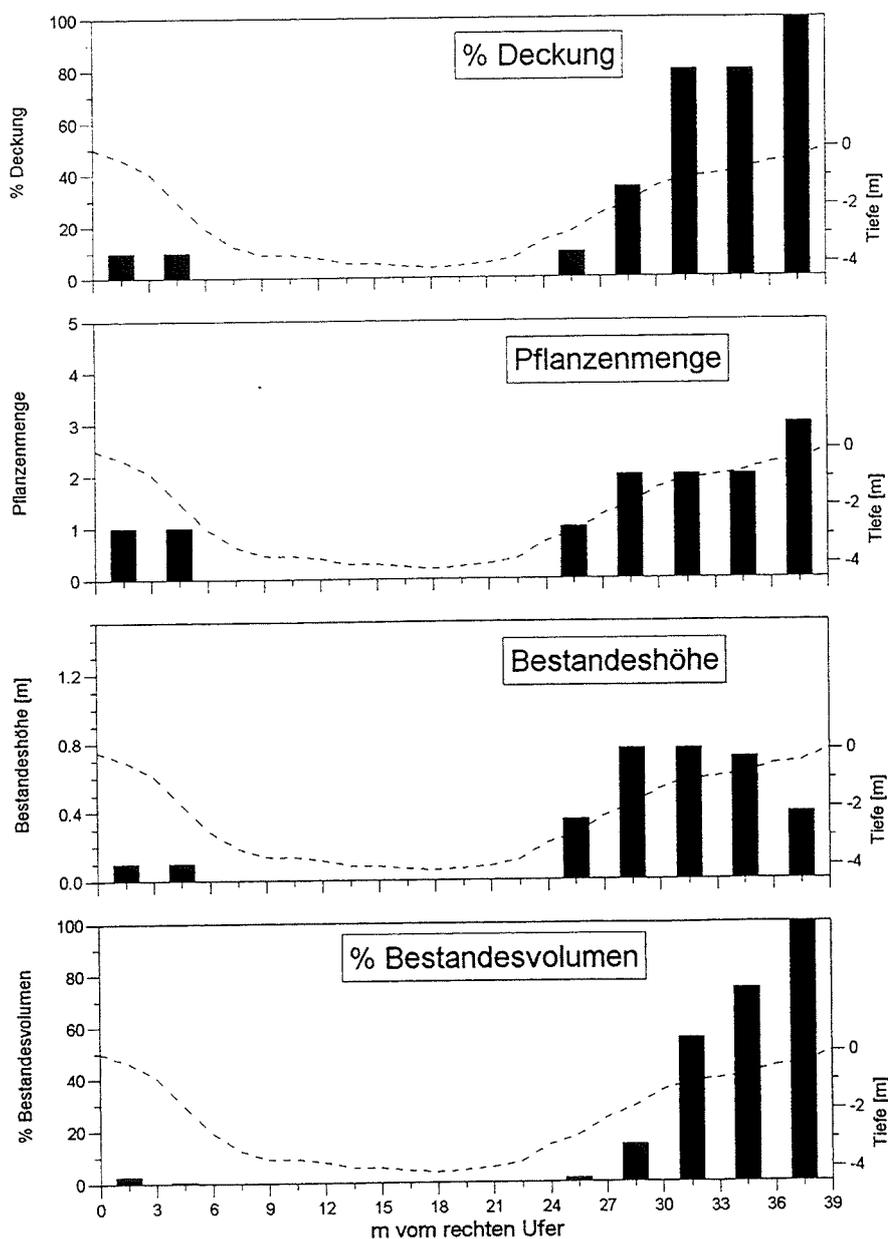


Abbildung 19: % Deckung, Pflanzenmenge, mittlere Bestandeshöhe und prozentueller Anteil des Makrophytenvolumens am Wasservolumen für jedes Quadrat über Transekt PB. Die punktierte Linie gibt den Verlauf des Gewässergrundes an.

4 Diskussion und Prognosen

Die 1995 durchgeführte flächendeckende Kartierung der Makrophytenvegetation im Altarmsystem zwischen Maria Ellend und Regelsbrunn, sowie die 1996 angewandte Detailkartierung zeigen beide ein ähnliches Bild der Vegetation im Untersuchungsgebiet. Generell kann gesagt werden, daß die Vegetation gegenüber der in stärker isolierten Augewässern, wie sie z. B. an der Nordseite der Donau zu finden sind, in Abhängigkeit vom Abflußverhalten der Donau stärkeren jährlichen Schwankungen ausgesetzt ist. Wegen der schon heute starken Anbindung an die Donau fehlen echte Stillwasserassoziationen wie z.B. Schwimmblattgesellschaften völlig. Einen Überblick über die Vegetation gibt Karte 3.

Das flächenmäßig bedeutsamste und abschnittsreichste Teilsystem sind die Hauptarmabschnitte. Es ist gekennzeichnet durch relativ trübes Wasser, starke Strömung bei Hochwasser und einen niederen Deckungsgrad der Vegetation. Diese tritt v.a. in den Randbereichen, sowie etwa 100 m oberhalb der Traversen verstärkt auf. Dort findet man auch für ein Makrophytenwachstum günstigere Bedingungen: Weichsedimentauflagen, geringere Wassertiefen und strömungsgeschützte Bereiche bei Hochwasser. Weite Teile sind aber auch vollkommen vegetationsfrei. Charakteristische Arten mit hoher Frequenz sind *Potamogeton perfoliatus*, *Myriophyllum spicatum* und *Potamogeton pectinatus*.

Die stärkere Anbindung an die Donau und die teilweise Beseitigung der Traversen wird sich in den Hauptarmabschnitten vor allem in den Bereichen oberhalb der betroffenen Traversen auf die Makrophyten auswirken. Hier ist im Abhängigkeit vom Grad der Absenkung der Traversen eine Reduktion der Hydrophyten und des Feinsediments auf ein für den restlichen Hauptarm typisches Maß zu erwarten. Im Hauptarmsystem wird es durch die Öffnung also zu einer Reduktion und Homogenisierung der Makrophytenvegetation kommen.

Eine weitere makrophytenarme Biotopgruppe stellen die Zubringer von der Donau dar. Es handelt sich um meist schattige Gerinne, die unmittelbar hinter dem Treppelweg beginnend linksseitig in den Hauptarm münden. Ihr Untergrund ist überwiegend schottrig, das Wasser durch Donauqualmwasser trüb, meist sind sie bei höheren Mittelwasserständen bereits an die Donau angebunden. Artenzahl, Kohler-Indices und prozentuelle Deckung sind sehr gering, viele Abschnitte vegetationsfrei. Charakteristische Arten entsprechen denen des Hauptarmes. Die Öffnung zur Donau wird sich hier nur in den unmittelbar betroffenen Armen auswirken. Wegen der schon jetzt geringen Mächtigkeit der Makrophytenvegetation in diesen Abschnitten ist aber mit keiner wesentlichen Veränderung zu rechnen.

Armsystem B zeichnet sich durch sehr lockeren, wenig verfestigten Schotter aus. Dies deutet auf starke Umlagerungen bei den Hochwasser hin. Die Lebensbedingungen für Makrophyten

sind somit äußerst ungünstig und es kommt nicht zur Etablierung dauerhafter Bestände. Dieses Teilsystem ist noch artenärmer als das eigentliche Hauptarmgebiet und weitgehend vegetationsfrei. Nur die Pflanzen des Hauptarmes (s.o) treten auf.

Die Entwicklung der Vegetation im System B hängt vor allem vom zukünftigen Strömungsverlauf im Hauptarm ab. Durch die Absenkung der Mitterhaufentraverse könnte es zur Ausbildung einer Hauptströmungsrinne im nördlichen Teil der heutigen Traverse kommen, und System B somit zu einer strömungsgeschützten Zone werden. Für diesen Fall ist wegen der t.w. sehr flachen Ufer und geringen Wassertiefe mittelfristig, parallel zur Verfestigung des Schotters, mit dem Aufkommen einer bedeutenden Makrophytenvegetation zu rechnen. Anfangs werden vor allem *Potamogeton perfoliatus*, *Myriophyllum spicatum* und *Potamogeton pectinatus* dominieren. Sollte das System B in Zukunft allerdings nicht strömungsgeschützt sein wird es zu keiner wesentlichen Veränderung der Vegetation kommen.

Beim Armsystem C handelt es sich um einige Tümpel in einem sonst verlandeten Graben. Die Abschnitte dieses Bereichs weisen die höchsten Durchschnittswerte für Deckung, maximalen Kohler-Index und mittleren Mengenindex auf. Sie stellen somit den am stärksten von Makrophyten geprägten Gewässertyp des Gebiets dar. Die Artenzahl ist allerdings relativ gering es dominieren einige wenige Arten: *Elodea canadensis*, *Lemna minor*, *Spirodela polyrhiza* und *Callitriche* sp.

Wegen der hohen Makrophytenbiomasse und der geringen Wassertiefe ist in diesen Tümpeln mittelfristig mit einer Verlandung zu rechnen. Sollte es nach der Anbindung zu einer Erhöhung des Wasserspiegels kommen wird dieser Prozeß länger dauern.

Armsystem A enthält Abschnitte der Nebenarme im Mitterhaufenbereich und den Hauptarmbereich unterhalb der Maria-Ellender Traverse. Dabei stellt der Bereich unterhalb der Maria-Ellender Traverse in seinem Längsverlauf einen Übergang (Ökoton) vom Teilsystem A zum Hauptarmabschnitt dar. Die Nebenarme im Mitterhaufenbereich sind teilweise in Auweiher- und Autümpelketten zerfallen. Wechselnde Sedimentauflagen, mäßige Beschattung, relativ klares Wasser kennzeichnen dieses artenreiche und relativ stark bewachsene Teilsystem. Neben den auch im Hauptarm dominierenden Arten (s.o.) ist diese Gruppe v.a. durch das Auftreten von *Sparganium emersum*, *Eleocharis acicularis*, *Sagittaria sagittifolia* *Callitriche* spp. und *Myriophyllum verticillatum* gekennzeichnet.

Die Öffnung wird im Bereich unterhalb der Haslauer Traverse voraussichtlich zu einer weiteren Annäherung der Vegetation an die Verhältnisse im restlichen Hauptarm führen. Im Mitterhaufenbereich kommt es voraussichtlich nur zu geringen hydrologischen

Veränderungen sodaß wegen der großen Bedeutung des Grundwassereinflusses auf die Vegetationszusammensetzung, mit keinen wesentlichen Veränderungen gerechnet werden kann.

Das Armsystem E liegen in einem unmittelbar hinter dem Treppelweg beginnendem Arm der ca. 800 m oberhalb der Regelsbrunner Traverse linksseitig in den Hauptarm mündet. Auf Grund dieser Charakteristik wäre das Gewässer zu den Zubringern von der Donau zu rechnen. Eine hohe Artenzahl mit einer mittleren Deckung von ca. 20% und hohe Kohlerwerte grenzen diesen Typ allerdings deutlich gegen die anderen Zubringer ab. Die Hydrophyten spielen in der Struktur dieses Biotoptyps eine wesentliche Rolle. Charakteristische Arten sind *Ranunculus circinatus*, *Elodea nuttallii*, *Potamogeton crispus* und *Potamogeton pectinatus*.

Der Treppelweg im Einströmbereich dieses Armsystems soll auf MW 85 + 0,5 m abgesenkt werden. Dies wird zu einer deutlichen Erhöhung der Dauer der Anbindung an die Donau führen und sich auf die Makrophytenvegetation negativ auswirken. Schlechtere Lichtbedingungen durch das trübere Donauwasser und größere und länger andauernde Strömungsgeschwindigkeiten werden zu einer Vegetation, wie sie für die anderen Zubringer typisch ist, führen.

5 Zusammenfassung

5.1.1 Flächendeckende Abschnittskartierung 1995

Aus Sicht der Makrophytenvegetation bietet das Altarmsystem zwischen Maria Ellend und Regelsbrunn ein sehr differenziertes Bild. Der flächenmäßig dominierende Hauptarm sowie die Zubringer von der Donau weisen für die Ausbildung einer für das Gesamtsystem bedeutenden Wasserpflanzenvegetation ungünstige abiotische Faktoren, vor allem die bei Hochwasser sehr hohen Strömungsgeschwindigkeiten, auf. Nur in den Bereichen oberhalb der Traversen können sich größere Makrophytenbestände etablieren.

In den Seitenarmen hingegen spielen die Wasserpflanzen eine für die Struktur des Gesamtsystems wesentliche Rolle. Die Vegetation ist gut etabliert sowohl was Diversität als auch die Menge der Pflanzen betrifft. In den stärker isolierten Tümpeln (Armsysteme C und I) ist eine Massenentwicklung von Makrophyten zu beobachten, allerdings sind diese Arme mittelfristig von Verlandung bedroht. Die hydrologisch stärker an den Hauptarm angebundenen Teilsysteme A und E weisen eine für nicht abgedämmte Augewässer sehr reichhaltige Makrophytenvegetation auf. Durch die großen Artenzahlen und die relativ hohe Deckung wird der Wasserkörper dieser Arme von den Hydrophyten räumlich gut strukturiert

und somit Lebensraum für viele andere Organismen geschaffen. Aus Sicht der höheren Wasserpflanzen sind diese Standorte als die wertvollsten des Untersuchungsgebiets zu betrachten.

5.1.2 Detailkartierung 1996

Die Detailkartierung an den Hauptprobepunkten P1-P6 sowie den Punkten PA und PB bestätigen weitergehend die Ergebnisse des Vorjahres. Die gute Übereinstimmung der Ergebnisse der beiden Jahre zeigt, daß die gewählte Detailkartierungsmethode wegen der quantifizierbaren Resultate und ihrer hohen Reproduzierbarkeit optimal für ein Monitoring der weiteren Entwicklung der Makrophytenvegetation des Gebiets geeignet ist. Da beide Methoden zu annähernd gleichen Aussagen führen, verifizieren sie sich gegenseitig.

Im Hauptarm sind vor allem in den Bereichen oberhalb der Traversen recht üppige Makrophytenbestände ausgebildet. Im restlichen Arm spielen sie eine eher untergeordnete Rolle und sind auf die Randbereiche beschränkt. Auffällig ist eine enge Bindung der Hydrophyten an Feinsedimentablagerungen. Dies ist primär darauf zurückzuführen, daß weder Makrophyten noch Feinsediment größeren Strömungsgeschwindigkeit standhalten. Die Bedeutung der Makrophyten für die Struktur des Armsystems A konnte anhand der Transekte P5, PB und vor allem PA verdeutlicht werden.

Detailkartierungstransecte P1 - P6, PA, PB

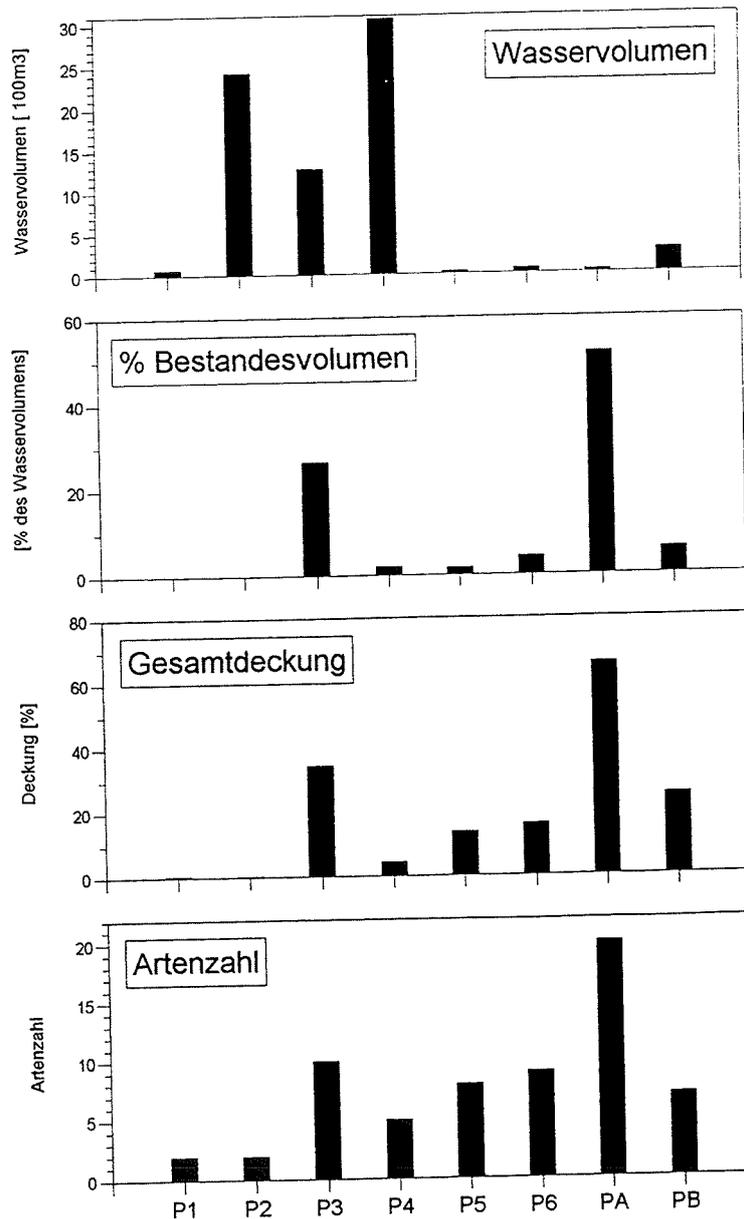


Abbildung 20: Zusammenfassung der Parameter Wasservolumen, prozentuelles Bestandesvolumen (prozentueller Anteil des Makrophytenvolumens am Wasservolumen), Gesamtdeckung (prozentueller Anteil der mit Makrophyten bewachsenen Fläche an der Gesamtfläche des Transekts) und Artenzahl des ganzen Transekts für die Detailkartierungstransecte.

6 Literatur

- CASPER, S.J. & KRAUSCH, H. D. (1980 bzw. 1981): Pteridophyta und Anthophyta. Bd. 23 bzw. Bd. 24. In: Ettl, H. Gerloff, J. & Heynig, H. (Hrsg.): Die Süßwasserflora von Mitteleuropa. -Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.
- EISINGER, K., GÄTZ, N., PFLÜGL, C. und WEIGLHOFER, G. (1993): Verbreitung der Makrophytenbestände und allochthoner CPOM-Eintrag im rechtsufrigen Donauarmesystem bei Regelsbrunn.- Endbericht der limnologischen Projektstudie "Ökologie von Augewässern" an der Universität Wien. SS 1992 und WS 1992/93, 35-75.
- ELLENBERG, H. (1986): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen (4.Aufl.).- Ulmer, Stuttgart.
- HUMPESCH, U. & MOOG, O. (1994): Flora und Fauna der Österreichischen Donau. -Limnologie aktuell 2, 81-107.
- IMHOF, G., ZWICKER, E. und CHRISTOF-DIRRY, P. (1992): Charakterisierung anthropogen unterschiedlich beeinflusster Lebensräume an verlandenden Altarmen im Planungsraum des Wasseranreicherungsversuches Obere Lobau. ÖWW 44, 322-336.
- JANAUER, G. A. (1981): Die Zonierung submerser Wasserpflanzen und ihre Beziehung zur Gewässerbelastung am Beispiel der Fische (Niederösterreich).- Verh. Zoo.-Bot. Ges. Österr. 120: 73-98.
- JANAUER, G. A. (1989): Endbericht Fachgruppe Aquatische Vegetation. In: Interdisziplinäre Studie Donau. - Im Auftrag des ÖWWV, Wien, 219-230.
- JANAUER, G. A. et al. (1993): Neue Aspekte der Charakterisierung und vergleichenden Beurteilung der Gewässervegetation.-Ber. Inst. Landschaftsökologie Univ. Hohenheim 2, 59-70.
- JUNGWIRTH, M. et al. (1991): Flächendeckende Biotopkartierung des aquatischen Lebensraumes im Auenbereich des zukünftigen Nationalparks Donau-Auen.- Endbericht. Im Auftrag von AULAND, Betriebsgesellschaft Marchfeldkanal, Nationalpark Donau-Auen.
- KOHLER, A. (1978): Methoden der Kartierung von Flora und Vegetation von Süßwasserbiotopen. -Landschaft und Stadt 10, 73-85.
- KOHLER, A., ZELLER, M. und ZELTNER, G.-H. (1987): Veränderungen von Flora und Vegetation im Fließgewässersystem der Moosach (Münchner Ebene) 1970-1985.- Ber. Bayer. Bot. Ges. 58, 115-137.
- KRAUSE, W. (1976): Characeen aus Bayern. -Ber. Bayer. Bot. Ges. 47, 229-257.
- LÖFFLER, H. 1988: Limnologische Projektstudie - Ökosystem Alte Donau.- Endbericht an die Wasserstraßendirektion. Eigenverlag, Wien: 94-125.
- MELZER, A. (1981): Veränderungen der Makrophytenvegetation des Starnberger Sees und ihre indikatorische Bedeutung.- Limnologica 13, 449-458.
- SCHIEMER, F. et al. (1992): Limnologische Gesichtspunkte bei der Beurteilung von Augewässerdotationen. - ÖWW 44, 300-307.
- SCHRATT, A. E. (1988): Geobotanisch - ökologische Untersuchungen zum Indikatorwert von Wasserpflanzen und ihren Gesellschaften in Donaualtwässern bei Wien.- Diss.Univ.Wien, 240S.
- SEIDL, C. (1992): Kartierung der Makrophytenvegetation im WWF-Reservat Marchauen/Marchegg.- Unpubl. Endbericht an den WWF, Wien, 55 S..
- WARINGER-LÖSCHENKOHL, A. & WARINGER, J. (1990): Zur Typisierung von Augewässern anhand der Litoralfauna (Evertebraten, Amphibien).- Arch. Hydrobiol. Suppl. 84 (Veröff. Arbeitsgemeinschaft Donauforschung 8), 73-94.

WIEGLEB, G. (1979): Der Zusammenhang zwischen Gewässergüte und makrophytenvegetation in niedersächsischen Fließgewässern.- *Landschaft und Stadt* **11**, 32-35.

WIEGLEB, G. (1981): Struktur, Verbreitung und Bewertung von Makrophytengesellschaften niedersächsischer Fließgewässer.- *Limnologica* **13**, 427-448.

WYCHERA, U. (1989): Biomasse, Licht und Struktur der Makrophytenbestände im Stauraum Altenwörth. - Diss. Univ. Wien.

WYCHERA, U. et al. (1992): Verbreitung, Struktur und Entwicklung der Makrophytenbestände und ihre Standortbedingungen im Mühlwassersystem. -*ÖWW* **44**, 314-322.

Makrozoobenthos

Klement TOCKNER

1. Einleitung

Das Makrozoobenthos ist ein wesentliches faunistisches Element in Fließ- und Augewässern. Im Rahmen von aquatischen Beweissicherungen stellen makrozoobenthische Organismen die am häufigsten verwendete Indikatorgruppe dar. Benthostiere besiedeln sämtliche aquatischen Lebensräume, treten zumeist in hohen Abundanzen und Artenzahlen auf und sind durch Bewirtschaftungsformen (Besatz etc.) kaum bis gar nicht beeinflussbar. Aufgrund ihrer Lebenszyklen, sind sie zur Indikation schwankender Umweltsituationen besonders befähigt (MOOG, 1993).

In Flußauen können anhand der Zusammensetzung und der Verteilungsmuster der benthischen Biozöosen Rückschlüsse auf die hydrologische Vernetzung und die Sedimentdynamik gezogen werden. So fanden VAN den BRINK & VAN der VELDE (1991) im Unterlauf des Rhein und der Meuse (Niederlande) einen engen Zusammenhang zwischen der Frequenz der Überflutung und den funktionellen Ernährungsgilden. Ähnliche Zusammenhänge zwischen der Artverteilung und dem hydrologischen Vernetzungsgrad in großen Flußsystemen wurden von CASTELLA et al. (1984), OBRDILIK et al. (1991) oder FÖCKLER (1991) beschrieben.

Trotz massiver Eingriffe ist die einzigartige Flußlandschaft der Donau flussab von Wien von einer vergleichsweise artreichen Lebensgemeinschaft besiedelt. Bislang sind 447 benthische Makroinvertebraten für diesen Abschnitt bekannt; dies entspricht in etwa der Hälfte der für den österreichischen Donaustrom (Hauptarm und Auen) erfaßten Arten (Moog et al., 1995). Im Vergleich zu abgetrennten Auen (Altenwörth) ist die Artenzahl etwa um das Dreifache höher (149 Arten). Wesentliche Einflußgrößen, die die gegenwärtigen Artverteilungsmuster im Untersuchungsgebiet jedoch beeinflussen und in der Vielfalt gefährden, sind (1) die regulierungsbedingte Verminderung der hydrologischen Austauschprozesse, zusätzlich

verstärkt durch Eintiefungsprozesse, (2) die doch beträchtlichen Nährstofffrachten der Donau und (3) die zunehmende Fragmentierung und Verlandung der Augewässer.

2. Untersuchungsstellen und Untersuchungszeit

Zwischen Mitte November und Mitte Dezember 1995 wurden acht Gewässer - zwei Einströmbereiche sowie sechs Augewässer abnehmender Größe und unterschiedlichen Isolationsgrades - beprobt. Die exakte Lage der Probenflächen ist der Abbildung 1, eine Kurzbeschreibung den Tabellen 1a und 1b zu entnehmen. Die Sammelstellen innerhalb der acht Gewässer wurden nach einem Zufallsverfahren festgelegt.

Tabelle 1a: Kurzbeschreibung der beprobten Augewässer (Position: Rastercodierung, Abb. 1).

Stelle	Position	Kurzbeschreibung
A	I29-I34	Hauptarm westlich der Mitterhaufen Traverse
B	G31/G32	Seitenarm, südwestlich der Mitterhaufen Traverse
C	F33	Erstes großes Altarmbecken östlich des "Schwarzen Loches"
D	G31d	kleiner permanent gefüllter Altarmtümpel westlich der Schütteltraverse
E	F18	Einströmbereich westlich der Steintraverse
F	D51	Einströmbereich östlich der Regelsbrunner Traverse
G	G27	isolierter Autümpel
H	E13d	permanent wassergefüllter Grabenabschnitt westlich der Ebentraverse

Tabelle 1b: Kurzcharakteristik der beprobten Augewässer: mittlere Wassertiefe (Wt, in cm) , maximale Wt (in cm) und Fläche (in m²). Die Angaben beziehen sich jeweils auf den Zeitpunkt der Probennahme; n = Anzahl der Parallelproben.

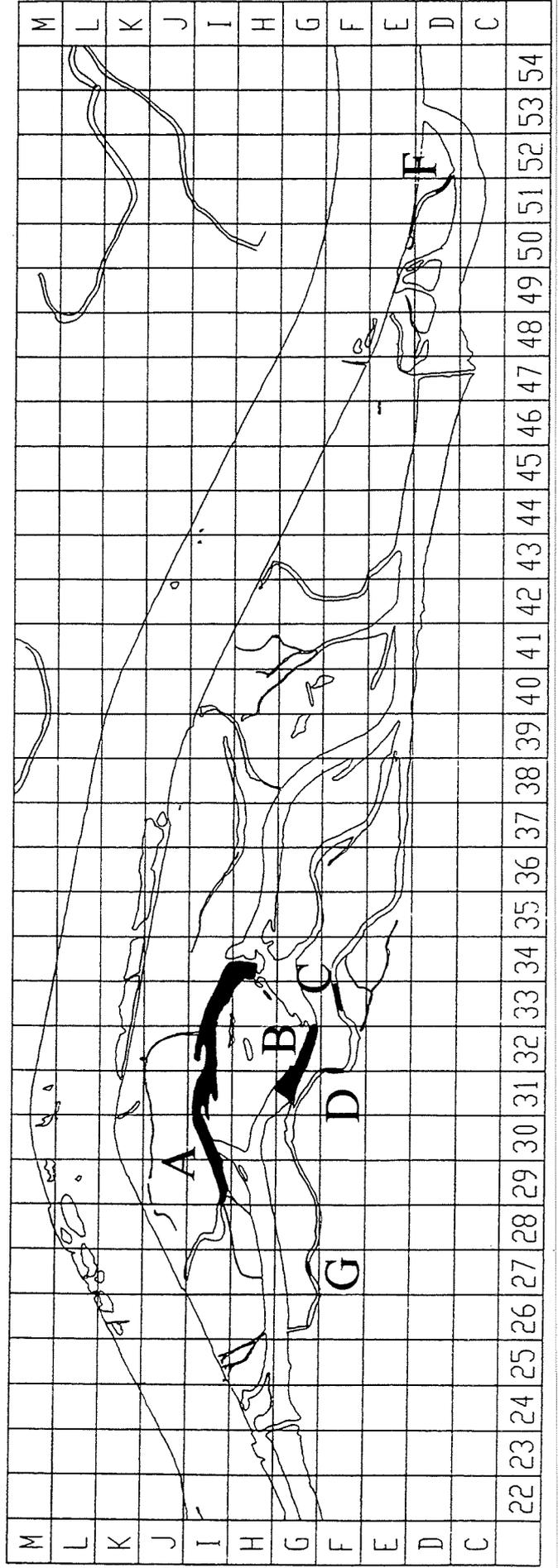
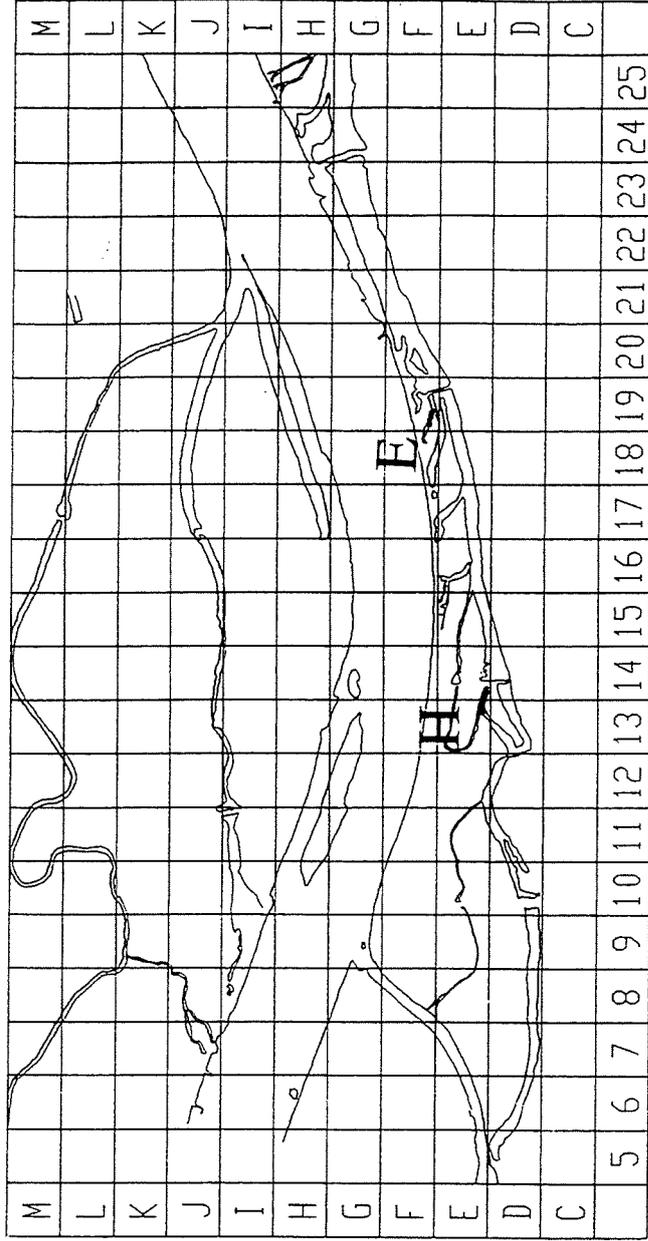
Stelle	mittlere Wt (cm)	maximale Wt (cm)	Fläche (m²)	n
A	110	310	30 000	40
B	75	265	6 700	21
C	53	105	2 500	16
D	32	60	350	10
E	31	55	550	8
F	35	50	500	8
G	35	55	350	8
H	62	120	500	8

GEWÄSSERVERNETZUNG
 Ma, Ellend - Regelsbrunn

Abbildung 1:

**Probenstellen
 Makrozoobenthos**

Kartengrundlage: © Donau-Betriebs AG 1996
 Ergänzungen: Baumgartner 1996



3. Methodik

Quantitativ wurden die Bett-Sedimente mittels eines "Gilson-Corers" beprobt. Die Sammelfläche je Einzelcore betrug 20 cm², die beprobte Sedimenttiefe im Mittel 10 cm (8 - 15 cm). Proben in seichten Areale konnten vom Ufer aus gezogen werden. Bei größeren Wassertiefen (> 1,0 m; in den Gewässern A und B) war der Einsatz von Gerätetauchern notwendig. Von jeder Probenstelle wurden vor Ort die aktuelle Wassertiefe und die Entfernung vom Ufer bestimmt. Die Sedimentkerne der insgesamt 120 Einzelproben wurden in vorbereitete Gefäße überführt und zur sofortigen Aufbereitung ins Labor transportiert.

Die Proben wurden durch ein Netz mit einer Maschenweite von 0,1 mm gewaschen. Um auch den organischen Gehalt der feinen Fraktion < 0,1 mm bestimmen zu können, wurde das ablaufende Wasser aufgefangen, homogenisiert und in fünf gleich große Teile getrennt. Eine Teilprobe wurde eingetrocknet (bei 60 °C), gewogen und bei 490 °C (4,5 h) verbrannt. Die Gewichts Differenz ergibt den verbrennbaren organischen Anteil. Von den eingetrockneten Proben wurden die Organismen unter Zuhilfenahme einer Stereolupe quantitativ ausgezählt und für eine genaue Bestimmung taxaspezifisch konserviert.

Die ausgezählten Proben (organismenfreie Restproben) wurden getrocknet und über einen Siebvorgang (Siebanlage der Fa. Retsch) in einzelne Kornfraktionen zerlegt. Quartilwerte, Sortierungskoeffizienten und Schiefekoeffizienten wurden errechnet, die graphische Darstellung erfolgt als Histogramme und Summenkurven. Der organische Gehalt wurde durch Verbrennung bei 490 °C (4, h) für jeweils vier Fraktionsklassen getrennt bestimmt (< 0,1 mm; 0,1 - 1,0 mm; 1,0 - 10 mm; > 10mm; vgl. Abschnitt Morphologie und Sedimentdynamik, dieser Bericht).

Die zu erwartende Artenvielfalt wurde für das Gesamtgebiet und für die Einzelgewässer nach dem "Jackknife"-Verfahren (HELTSHE & FORRESTER, 1983) errechnet (mit Angabe der Vertrauensbereiche).

$$S = s + ((n-1)/n)k$$

wobei S = Schätzwert der Artenzahl; s = Anzahl der beobachteten Artenzahl, n = Probenzahl, k = Anzahl jener Arten, die nur in einer Probe vorkommen.

Als Maß für die Artendiversität wurde der Shannon-Wiener Index berechnet (siehe KREBS, 1989):

$$H' = \sum (p_i)(\log_2 p_i)$$

Die Äquität (E' , evenness) errechnet sich aus der Differenz der beobachteten durch die größtmögliche Diversität (Shannon-Wiener-Funktion), und gilt als Maß für die Homogenität einer Verteilung (Dominanz).

Die relative prozentuelle Ähnlichkeit zwischen Einzelproben und Probenstellen wurde anhand des „percentage similarity index“ (KREBS, 1989) errechnet. $PSI = \sum \min p_{ij}$, wobei p_{ij} der proportionale Anteil der Art i bzw j an der Gesamtzahl je Probeneinheit ist.

4. Ergebnisse

4.1. Organischer Gehalt

In der Tabelle 2 sind die gemittelten POM-Gehalte ($\text{g}\cdot 20\text{cm}^{-2}$) für drei Kornfraktionen angeführt. Der relative Anteil organischen Materials in der biologisch wesentlichen Sedimentfraktion $< 0,1$ mm, bewegt sich im Mittel zwischen 5,4 % und 20,5 %. Im Quertransekt beim „Mitterhaufen“ kann eine deutliche Zunahme des organischen Anteils in Relation zum Isolationsgrad des untersuchten Gewässers beobachtet werden (Abbildung 2). Die Streuung der Einzelwerte innerhalb der jeweiligen Testflächen ist jedoch beträchtlich. Ähnlich ist das Muster des Gesamtgehaltes in dieser feinen Fraktion (Abbildung 3). Größere Fraktionen zeigen zwar insgesamt ebenfalls höhere Werte in den stärker isolierten

Probenstellen, ihr relativer Anteil am partikulären organischen Material nimmt zugleich ab (Abbildung 3).

Tabelle 2: CPOM (> 1,0 mm); SPOM (0,1 - 1,0 mm) und FPOM (< 0,1 mm): Mittlerer Gehalt (AFDW g.20cm⁻²) je Probenstelle. In Klammer: Standardabweichung (Anzahl der Parallelproben: Tab.1b).

Probenstelle	Kornfraktion		
	< 0,1 mm	0,1 - 1,0 mm	>1, 0mm
A	0,39 (0,63)	0,084 (0,067)	0,134 (0,194)
B	0,91 (0,64)	0,035 (0,024)	0,741 (0,161)
C	3,10 (0,97)	0,168 (0,049)	0,616 (0,324)
D	2,44 (0,76)	0,144 (0,007)	0,286 (0,272)
E	5,05 (1,40)	0,378 (0,149)	0,338 (0,132)
F	1,69 (0,66)	0,136 (0,050)	0,078 (0,018)
G	4,23 (0,94)	0,416 (0,113)	0,747 (0,355)
H	2,19 (0,91)	0,399 (0,175)	0,694 (0,330)

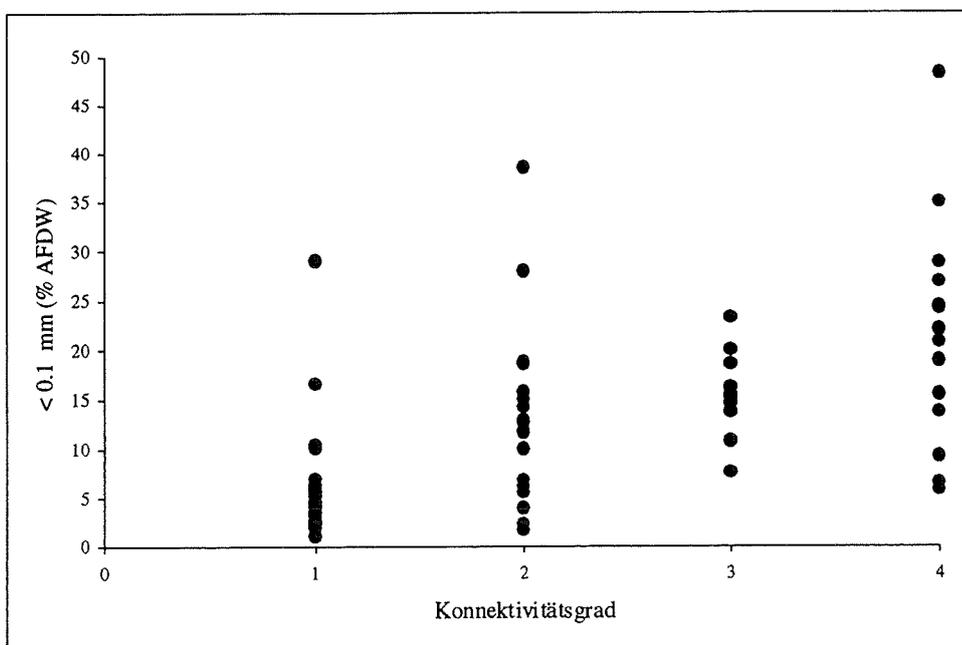


Abbildung 2: Relativer organischer Anteil (AFDW, %) in der Kornfraktion < 0,1 mm in Abhängigkeit vom Konnektivitätsgrad (Entfernung vom Hauptstrom; 1: Stelle A; 2: Stelle B; 3: Stelle D; 4: Stelle C).

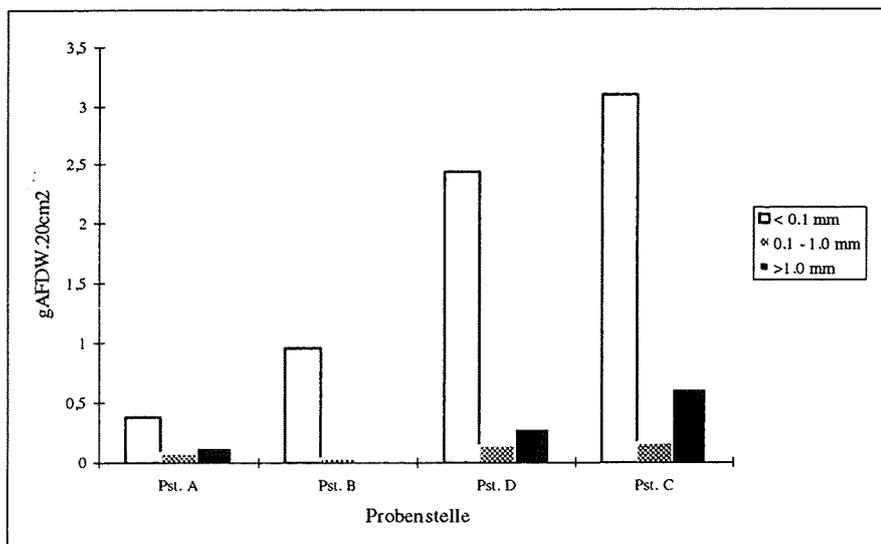


Abbildung 3: Benthisches organisches Material (gAFDW, Probenfläche: 20cm², 0-10 cm Sedimenttiefe) im Quertransekt beim Mitterhaufen, Fraktionen: SPOM (< 0,1 mm), SPOM (0,1 - 1,0 mm), CPOM (> 1,0mm).

4.2. Gesamtabundanzen, Großgruppenverteilung

Transekt beim Mitterhaufen: Die bettbildenden Sedimente werden hauptsächlich von Oligochaeten (Wenigborster), Copepoden (Ruderfußkrebse) und Chironomiden (Zuckmücken) besiedelt. Lokal können auch Nematoden (Fadenwürmer) oder Ostracoden (Muschelkrebse) bedeutend sein. Im Bereich Mitterhaufen nimmt der relative Anteil der Chironomiden vom Hauptarm südwärts ab (Tabelle 3). Ostracoden und Nematoden sind hingegen in den entlegeneren Altarmabschnitten (Probenstellen D und C) verstärkt vertreten. Die Anzahl der Taxa (Großgruppen) ist mit 17 gleichfalls im Hauptarm (Probenstelle A) am höchsten. In den Gesamtdichten können hingegen keine signifikanten Unterschiede zwischen den vier Probenstellen festgestellt werden (Kruskal-Wallis-Test, $p > 0,05$). Im Mittel liegen die Dichten bei etwa 50'000 Individuen je m² Sedimentoberfläche. Dies entspricht jenen Werten, die für Augewässer zu erwarten sind (TOCKNER, 1996).

Einströmbereiche: Zwei Einströmbereiche wurden miteinander verglichen (Tabelle 3). Probenstelle E ist ein ehemaliger Einströrmarm, der derzeit als "Absetzbecken" von Donauschweb während Hochwasserereignissen wirkt. Mächtige Feinsedimentauflagen mit geringem organischen Gehalt kennzeichnen diese donaunahe Probenstelle. Die "jungen" Sedimente werden hauptsächlich von Oligochaeten und Nematoden besiedelt (> 90 % der Invertebraten). Vertreter der Insekten fehlen weitgehend (< 0,2 %). Probenstelle F, ein häufig angebundener Einströmbereich mit schottrigen Sedimenten, weist im Vergleich eine größere Anzahl an Taxa auf, wobei Oligochaeten und Nematoden ebenfalls dominieren (> 70 %). Vertreter der Insekten sind hier mit fast 10 % der Gesamtindividuen vertreten.

Autümpel: Auch die beiden untersuchten Autümpel, die durch eine zum Teil mächtige Feinsedimentauflage (Probenstelle G: Feinsedimentauflage von 2 m Mächtigkeit) gekennzeichnet sind, werden von Oligochaeten, Copepoden und Nematoden dominiert. Insekten sind kaum vertreten. Der relativ hohe Anteil der Trichopteren an Stelle G ist Folge einer kleinräumigen Massenansammlung (Tabelle 3).

Tabelle 3: Mittlere Individuendichten (Probenfläche: 20 cm²) und die Standardabweichung (xa±s) für die Haupttaxa in den acht Augewässern (Codierung: Tabelle 1).

Stelle Taxon	A		B		C		D	
	xa	s	xa	s	xa	s	xa	s
Chironomida	22.97	18.91	50.57	44.7	4.13	3.60	14.50	10.47
Oligochaeta	32.94	31.40	73.62	44.2	22.81	17.28	55.20	33.01
Trichoptera	0.03	0.16	0.14	0.5	0.06	0.23	0.80	2.40
Ephemeroptera	0.17	0.44	0.86	1.5	0.19	0.70	0.10	0.30
Copepoda	21.03	19.56	20.19	21.3	8.56	7.44	20.10	12.46
Cladocera	2.54	3.16	1.95	2.6	0.81	1.15	0.40	0.92
Hydrozoa	0.37	0.95	0.00	0.0	-	-	-	-
Ostracoda	0.69	1.33	1.38	1.4	10.56	8.61	4.50	6.90
Heteroptera t/a?	0.17	0.44	0.05	0.2	-	-	0.30	0.64
Ceratopogonida	0.63	1.84	0.43	1.0	0.56	0.76	1.20	1.08
Mollusca	0.26	0.76	0.05	0.2	1.13	1.71	0.80	0.87
Hirudinea	0.20	0.39	0.10	0.3	0.19	0.38	0.10	0.30
Tardigrada	0.14	0.58	0.24	0.5	-	-	-	-
Amphipoda	0.11	0.39	1.33	5.5	-	-	-	-
Hydracarina	0.03	0.16	0.14	0.5	-	-	0.10	0.30
Isopoda	-	-	0.00	0.0	0.63	1.23	-	-
Tabanidae	-	-	0.00	0.0	-	-	0.10	0.30
Arachnida	-	-	0.00	0.0	-	-	-	-
Nematoda	4.57	6.29	6.48	11.6	4.06	4.02	6.30	5.14
Rotatoria	1.29	2.50	2.81	4.4	0.06	0.23	-	-
Nauplius	0.26	0.72	0.10	0.4	-	-	0.30	0.64
Megaloptera	-	-	0.00	0.0	0.19	0.38	-	-
Chaoborinae	-	-	0.00	0.0	0.06	0.23	-	-
Coloeptera	-	-	0.00	0.0	-	-	0.17	0.37
Gesamt (20dm2)	88.4	54.7	160.43	104.8	54.00	29.75	104.90	35.81
Stelle Taxon	E		F		G		H	
	xa	s	xa	s	xa	s	xa	s
Chironomida	0.13	0.33	4.63	3.81	0.75	0.66	0.88	0.78
Oligochaeta	95.25	84.61	33.88	19.71	25.38	25.67	25.88	24.97
Trichoptera	-	-	0.13	0.33	15.50	41.01	-	-
Ephemeroptera	-	-	-	-	0.38	0.48	-	-
Copepoda	0.75	0.66	3.50	1.87	91.13	79.44	3.88	3.10
Cladocera	0.13	0.33	0.25	0.43	-	-	0.13	0.33
Hydrozoa	-	-	-	-	-	-	-	-
Ostracoda	-	-	0.63	0.70	0.13	0.33	1.63	2.12
Heteroptera t/a?	-	-	0.38	0.48	-	-	-	-
Ceratopogonida	0.13	0.33	0.38	0.70	0.13	0.33	0.38	0.99
Mollusca	-	-	5.13	5.53	-	-	0.38	0.48
Hirudinea	-	-	-	-	-	-	-	-
Tardigrada	0.13	0.33	-	-	-	-	0.13	0.33
Amphipoda	-	-	-	-	-	-	-	-
Hydracarina	-	-	0.13	0.33	-	-	0.13	0.33
Isopoda	-	-	-	-	-	-	-	-
Tabanidae	-	-	0.13	0.33	-	-	-	-
Arachnida	0.13	0.33	-	-	-	-	-	-
Nematoda	19.00	14.85	6.88	5.60	57.50	50.39	56.50	68.31
Rotatoria	11.63	21.38	1.50	2.87	0.13	0.33	-	-
Nauplius	-	-	0.13	0.33	-	-	-	-
Megaloptera	-	-	-	-	0.13	0.33	-	-
Chaoborinae	-	-	-	-	0.38	0.70	-	-
Coloeptera	-	-	-	-	-	-	-	-
Gesamt (20dm2)	127.25	98.73	57.63	31.90	54.00	29.75	89.88	92.48

4.3. Tiefenverteilung

Aus methodischen Gründen liegen keine Untersuchungen zur Tiefenverteilung der Organismen für das Untersuchungsgebiet vor. Umfangreiche Beprobungen im Uferbereich der Donau und in den Altarmen des Nordufers zeigen aber, daß sowohl in schottrigen als auch in feinsedimentigen Gewässern der Verteilungsschwerpunkt der Organismen in den oberflächennahen Sedimentschichten liegt (Tockner & Bretschko, 1996). Während in schottrigen Sedimenten (Donauufer) vereinzelt epigäische Organismen auch bis zu einer Tiefe von 70 cm nachgewiesen wurden, waren in den Augewässern mehr als 90 % der Organismen in ihrem Vorkommen auf die oberflächennahe Sedimentschichte (0 - 10 cm) beschränkt. Ein Zusammenhang zwischen hydrologischer Vernetzung und Tiefenverteilung konnte in den Augewässern nirgends nachgewiesen werden.

4.4. Artenzusammensetzung und Artenverteilung

Im Rahmen der vorliegenden Untersuchung wurden 116 Taxa, meist auf Artniveau, identifiziert (Tabelle 4). Artensummenkurven für ausgewählte Probenstellen zeigen jedoch, daß trotz einer hohen Probenzahl noch keine Artensättigung erreicht wurde (Abbildung 4). Oligochaeta sind mit 45 Taxa, Copepoda und Phyllopora mit 28 Arten und Chironomida mit 43 Taxa vertreten. Unter den numerisch dominaten Sedimentbewohnern wurden Ostracoden, Nematoden und Rotatorien keiner näheren Bestimmung zugeführt. Vertreter der Ephemeropteren, Trichopteren und Coleopteren spielen numerisch in den Sedimenten eine geringere Rolle. Aufgrund der gewählten Methodik, kleinen Probenfläche und zufälligen Verteilung der Proben, wurden diese Gruppen nicht entsprechend miterfaßt.

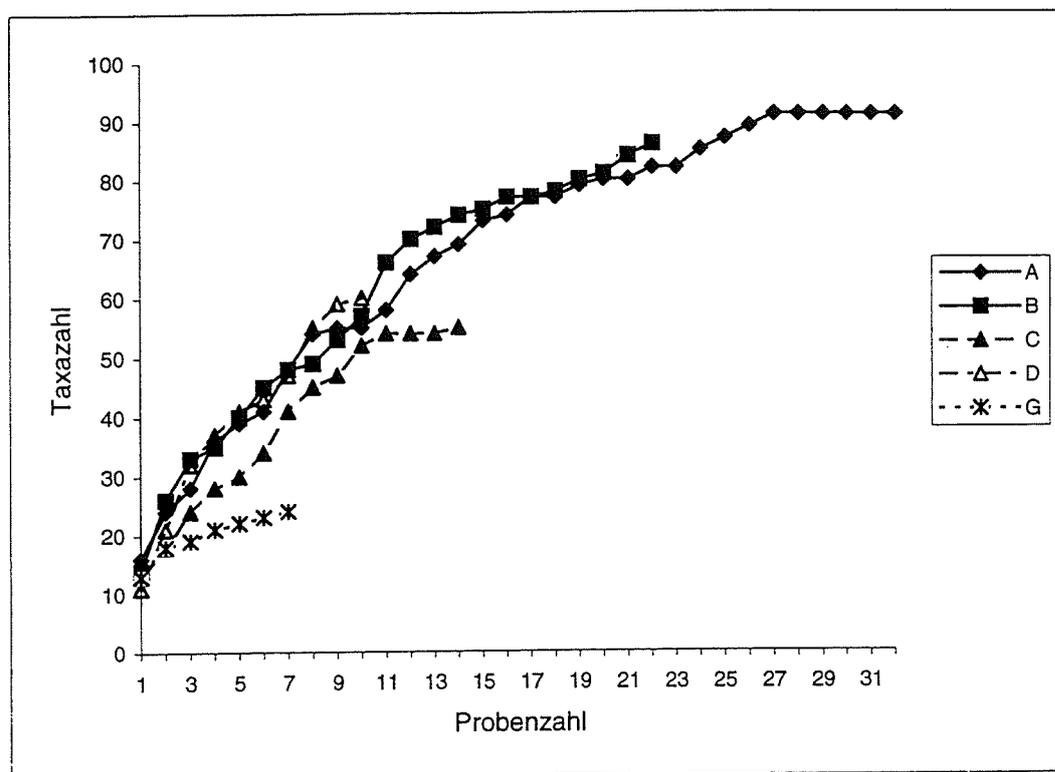


Abbildung 4: Artensummenkurven für ausgewählte Probenstellen

4.4.1. Copepoda und Cladocera

Copepoden und Phyllopoden sind mit 28 Arten vertreten (Tabelle 4). Unter diesen Arten finden sich einige Vertreter des Planktons, die im bodennahen Freiwasser vorkommen (*Calanoida*, *Bosmina*, *Cyclops* oder *Mesocyclops*). Hierzu zählt auch *Erytemora grimmi*, welche laut Kieffer ein typischer Bestandteil des Planktons des Kaspischen Meeres ist. Womöglich breitet sich diese Art, ähnlich wie manche Amphipoden und Isopoden, auch auf den Donauraum aus. Es dürfte der Erstdnachweis für Mitteleuropa sein. Die benthischen Vertreter der Copepoden und Cladoceren sind Arten mit einer breiten ökologischen Valenz. Einzig *Eucyclops serrulatus* wird als "Pionierart", die neu entstandene Gewässer rasch besiedelt, angesehen. Trotzdem läßt sich diese Art in fast allen untersuchten Gewässern nachweisen.

Tabelle 4: Auflistung der für das Untersuchungsgebiet identifizierten Taxa

MOLLUSCA

Bivalvia

Pisidium nitidum Jenyns, 1832
P. henslowanum (Sheppard, 1823)
P. subtruncatum Malm, 1855
P. moitessarianum (Paladilhle, 1866)
P. supinum A.Schmid, 1851
P. casertanum (Poli, 1791)
Sphaerium corneum (Linnaeus, 1758)
Dreissena polymorpha (Pallas, 1771)
Unio pictorum

Gastropoda

Ancylus fluviatilis O.F. Müller, 1774
Valvata piscinalis Küster, 1852
Lymanaea stagnalis (Linnaeus, 1758)
Bithynia tentaculata (Linnaeus, 1758)

OLIGOCHAETA

Fam. Lumbricidae

Eiseniella tetraeda (Savigny, 1826)

Fam. Lumbriculidae

Stylodrilus heringianus Claparède, 1862
Lumbriculus variegatus (Müller, 1774)

Fam. Haplotaxidae

Haplotaxis gordioides (Hartmann)

Fam. Naididae

Chaetogaster diastrophus (Gruithuisen, 1828)
Amphichaeta leydigii Tauber, 1879
Dero digitata (Müller, 1773)
Nais barbata (Müller, 1773)
N. behningi Michaelson, 1923
N. bretscheri Michaelson, 1899
N. elinguis Müller, 1773
N. pseudobtusa Piguët, 1906
N. simplex Piguët, 1906
N. variabilis Piguët, 1906
Slavina appendiculata (D'Udekem, 1855)
Stylaria lacustris (Linné 1767)
Uncinaiis uncinata (Orsted, 1842)
Vejdovskyaella comata (Vejdovsky, 1883)
V. intermedia (Bretscher, 1896)

Fam. Tubificidae

Tubifex tubifex (Müller, 1774)
T. ignotus (Stolc, 1886)
Pothamothrix hammoniensis (Michaelson, 1901)
Potamothrix moldaviensis (Vejdovsky & Mrazek, 1902)
Pot. vejdovskyi (Hrabe, 1941)
Psammoryctides barbatus (Grube, 1861)
Limnodrilus hoffmeisteri Claparède, 1862
L. claparedeanus Ratzel, 1868
L. udekemianus Claparède, 1862

Fam Propappidae

Propappus volki Michaelson

Fam. Enchytraeidae

Marionina argena (Michaelson, 1889)
Buchholzia appendiculata (Buchholz, 1862)
Cognettia sp.

COPEPODA

Calanoida

(Eurytemora grimmii (G.O.Sars, 1897))
(Eudiaptomus gracilis (G.O.Sars, 1863))

Cyclopida

Macrocyclops albidus (Jurine 1820)
M. fuscus (Jurine 1820)
Eucyclops macruroides (Lilljeborg 1901)
E. serrulatus (Fischer 1851)
E. graeteri (Chappuis 1927)
Paracyclops fimbriatus (Fischer 1853)
(Cyclops abyssorum G.O.Sars 1876)
(Mesocyclops leuckarti (Claus 1857))
Megacyclops viridis (Jurine 1820)
M. gigas (Claus 1857)
M. latipes (Lowndes 1927)
Diacyclops charon (Kiefer 1931)
D. languidoides (Lilljeborg 1901)
Acanthocyclops vernalis (Fischer 1853)

Tabelle 4: Fortsetzung

Harpacticoida

Canthocamptus staphylinus (Jurine 1820)
Attheyella crassa (G.O.Sars 1862)

PHYLLOPODA

Moina macropa Straus 1820
 (*Bosmina longirostris* O.F.Müller 1785)
Alona affinis Lydig 1860
A. weltneri Keilhack 1905
Disparalona rostrata Koch, 1841
Diaphanosoma brachyurum Lieyin, 1848
Chydorus ovalis Kurz 1874
Pleuroxus striatus Schoelder
P. uncinatus Braid 1850
Strebocerus serricaudatus (Fischer 1849)

DIPTERA

Fam. Chironomidae

Subfam. Tanypodinae

Tanypus sp.
Procladius sp.
Psectrotanypus varius (Fabricius, 1787)
Ablabesmyia longistyla Fittkau, 1962
 Thienemannimyia-Gruppe (*Arctopelopia*,
Conchapelopia, *Rheopelopia*, *Thienemannimyia*)

Subfam. Orthoclaadiinae

Corynoneura sp.
Parakiefferiella bathophila (Kieffer, 1912)
 COP (*Cricotopus*, *Orthocladus*, *Paratrichocladus*)
Cricotopus sp.

Nanocladius bicolor (Zetterstedt, 1838)
Orthocladus sp.
Paracladius conversus (Walker, 1856)

Subfam. Chironominae

Chironomus acutiventris Wülker, Ryser & Scholl,
 1983
Chironomus annularius/cingulatus
Chironomus cf. *melanotus*
Chironomus cf. *nuditarsis*
Chironomus cf. *nudiventris*
Chironomus plumosus (Linnaeus, 1758)
Chironomus riparius/piger
Chironomus sp.
Chironomus uliginosus/pseudothummi/luridus
Cryptochironomus sp.
Dicrotendipes nervosus (Staeger, 1839)
Dicrotendipes sp.
Einfeldia gr. *insolita*
Einfeldia gr. *pagana*
Endochironomus albipennis (Meigen, 1830)
Glyptotendipes glaucus/pallens
Glyptotendipes paripes (Edwards, 1929)
Glyptotendipes sp.
Harnischia sp.
Kiefferulus tendipediformis (Goetghebuer, 1921)
Microtendipes gr. *pedellus*
Microtendipes sp.
Parachironomus sp.
Phaenopsectra sp.
Polypedilum nubeculosum (Meigen, 1804)
Polypedilum sp.
Cladotanytarsus sp.
Paratanytarsus dissimilis Johannsen, 1905
Paratanytarsus sp.
Rheotanytarsus sp.
Tanytarsus sp.

4.4.2. Oligochaeta

32 Arten konnten für das Untersuchungsgebiet nachgewiesen werden. Dies entspricht in etwa dem Gesamtinventar im Probengebiet (Abschätzung nach der "jackknife"-Methode). Die mittlere Artenzahl je Einzelprobe bewegt sich zwischen einer Art und neun Taxa ('Oligochaeta' ist das einzige Taxon, das in allen Proben nachzuweisen ist). Die höchste durchschnittliche Artenzahl weist die Probenstelle B mit 7,3 Taxa je Probe auf. In allen anderen Probenstellen schwankt die Zahl zwischen 3,2 Taxa (Probenstelle H) und 4,9 Taxa (Probenstelle F) je Einzelcore.

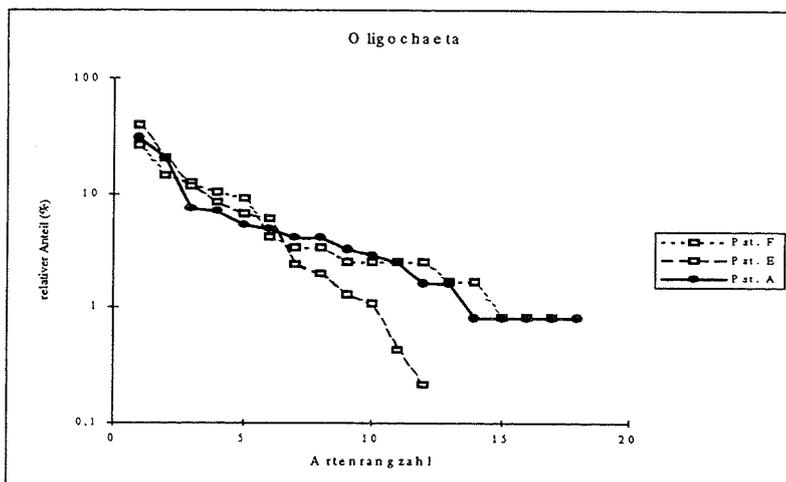


Abbildung 5: Whittaker-Plot (Artenrank-Abundanz-Relation): Oligochaeta (gepoolte Daten) von drei Probenflächen (2 Einströmbereiche: E und F, und Hauptarm: A).

Abbildung 5 zeigt die unterschiedlichen Dominanzverhältnisse am Beispiel zweier Einströmbereiche und des Hauptarmes. An der Probenstelle E ist die Artenzahl (Oligochaeta) vergleichsweise geringer (13 Arten), die Gemeinschaft wird von wenigen Arten eindeutig dominiert. Bemerkenswert ist der hohe Anteil juveniler und embryonaler Tubificiden, die diese "jungen" Sedimente kolonisieren. In kaum einer anderen Probenstelle finden sich proportional so viele immature Oligochaeten (Tabelle 5). Vertreter der Naididen kommen fast ausschließlich in den schottrigen Sedimenten vor, in der Probenstelle B sogar mit einem numerischen Anteil von 72,3 % (Tabelle 5). Vertreter der Tubificidae dominieren die stärker abgetrennten

Altarmbereiche, wobei etwa das häufige Vorkommen von *Psammoryctides barbatus* auf eine durchwegs gute Sauerstoffversorgung der Sedimente hinweist.

Tabelle 5: Relative Verteilung (%) der Einzeltaxa der Oligochaeten an der GesamtTaxozönose (Oligochaeta): gepoolte Daten.

Taxon	Probenstelle							
	A	B	D	C	E	F	G	H
<i>Stylodrilus heringianus</i>	0,8	1,5	-	8,1	-	14,6	-	-
Lumbriculidae juv.	-	3,0	-	6,5	-	9,2	-	-
<i>Haplotaxis gordioides</i>	1,6	-	-	-	-	-	-	-
<i>Amphichaeta lydigii</i>	-	-	-	-	-	-	-	1,2
<i>Chaetogaster diastrophus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Nais bretscheri</i>	-	6,0	-	-	-	-	-	-
<i>Nais elinguis</i>	0,8	11,3	2,3	-	-	4,2	-	-
<i>N. pardalis</i>	-	-	-	1,6	0,4	-	-	-
<i>N. pseudobiusa</i>	2,8	12,8	-	-	-	-	-	-
<i>N. simplex</i>	4,8	15,8	1,1	1,6	1,9	0,8	-	-
<i>N. varaibilis</i>	-	2,3	-	-	-	-	-	-
<i>Slavina appendiculata</i>	0,8	-	-	-	-	-	-	-
<i>Stylaria lacustris</i>	-	0,8	-	-	-	3,3	-	-
<i>Uncinaiis uncinata</i>	0,8	-	-	-	-	-	-	1,1
<i>Vajdovskyella comata</i>	7,3	18,0	-	-	-	2,5	-	-
<i>V. intermedia</i>	4,0	5,3	-	-	-	3,3	-	-
<i>Tubifex ignotus</i>	0,8	-	-	-	-	-	-	-
<i>T. tubifex</i>	-	-	3,4	4,8	6,7	0,8	4,3	5,9
<i>Potamothrix hammoniensis</i>	-	-	11,4	-	0,6	-	1,1	1,2
Pot./Tub. juvenil	20,6	8,3	43,2	29,8	8,4	12,5	6,5	17,8
<i>P. moldaviensis</i>	5,2	1,5	-	-	1,1	-	6,5	2,4
<i>P. vejnovskyi</i>	0,8	-	-	-	-	-	-	-
<i>Psammoryctides barbatus</i>	2,4	2,3	20,5	7,3	1,3	10,4	1,1	1,2
<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	4,0	1,5	-	1,6	6,0	0,8	10,9	0,8
<i>L. claparedeanus</i>	-	-	1,1	-	11,4	-	9,8	-
<i>L. udekemianus</i>	-	-	2,3	1,6	2,4	1,7	7,6	5,9
<i>Spirosperma multisetosus</i>	-	-	-	-	-	-	-	1,2
bifid Tubificidae juv.	30,6	9,8	12,5	19,4	39,1	26,7	50,0	46,7
Embryonen	6,9	-	1,1	0,8	20,3	2,5	-	14,2
<i>Propappus volki</i>	-	-	1,1	-	0,2	1,7	1,1	-
<i>Marionina argentea</i>	1,6	-	-	1,6	-	2,5	-	-
<i>Cognettia</i> sp.?	-	-	-	11,3	-	2,5	-	-
Enchytraeidae indet sp.	-	-	-	4,0	-	-	-	-

4.4.3. Mollusken

Mollusken sind nur an den Probenstellen C und F mit einem abundanzmäßigen Anteil von $> 1,0\%$ in den quantitativen Aufnahmen nachzuweisen. Sie lassen sich in 11 Arten - in erster Linie sind es Vertreter der Gattung *Pisidium* - auftrennen, was in etwa einem Viertel der Arten, die im Zuge der Molluskenkartierung für das Gesamtgebiet beobachtet wurden, entspricht (WEIGAND & STADLER, dieser Bericht).

4.4.4. Chironomidae

43 Taxa (juvenile, nicht näher bestimmbare Arten werden ebenfalls als Taxon gezählt) konnten eindeutig determiniert werden (Tabelle 4). In allen Gewässern dominieren Vertreter der Unterfamilie der Chironominae, insbesondere Vertreter der Gattungen *Cladotanytarsus* und *Tanytarsus*. 64,5 % aller Individuen zählen zu diesen beiden Gattungen (Tabelle 6). Die höchste mittlere Artenzahl je Einzelprobe weist der Hauptarm (Probenstelle A) auf ($7,2 \pm 3,2$). Die Gesamtartenzahl beträgt hier 27. Sowohl die mittlere Artenzahl als auch die Gesamtzahl nehmen mit zunehmender Entfernung von der Donau ab. Für die Probenstelle B beträgt die Zahl 6,2 Arten ($\pm 2,4$), für die Probenstelle D 4,5 ($\pm 0,5$) und für die Probenstelle C 2,0 ($\pm 0,9$). In den Gewässern E - H spielen Chironomiden numerisch keine Rolle. Einzig in der Probenstelle F, einem Einströmbereich mit häufiger Verbindung zur Donau, kommen 2,8 ($\pm 0,7$) Taxa je Einzelcore vor.

Von einer zufriedenstellenden Dokumentation des Arteninventars kann noch nicht ausgegangen werden. In allen Probenstellen ist noch mit einem deutlichen Anstieg der Artenzahlen zu rechnen. Auf Basis des bearbeiteten Materials sind weit mehr als 50 Taxa für dieses Ausystem zu erwarten (Abschätzung nach der "jackknife"-Methodik).

Tabelle 6: Chironomidae: relativer Anteil (%) der häufigsten Taxa (gemittelt über alle Proben).

<u>Taxon</u>	<u>relativer Anteil (%)</u>
<i>Cladotanytarsus</i> sp.	31,1
<i>Tanytarsus</i> sp.	25,6
<i>Tanytarsinii</i> juv.	7,8
<i>Polypedilum nubeculosum</i>	6,9
<i>Procladius</i> sp.	3,2
<i>Dicrotendipes</i> sp.	3,0
<i>Chironomus</i> sp.	3,0
<i>Microtendipes pedellus</i>	2,9
<i>Chironomini</i> juv.	2,4
<i>Chironomus acutiventris</i>	2,3
<i>Cryptochironomus</i> sp.	1,7
Orthoclaadiinae juv.	1,5
<i>Harnischia</i> sp.	1,1
COP	1,1

4.5. Artenzahl, Artendiversität und Äquität

Hinsichtlich der Artenzahl und der Artendiversität lassen sich zwei Muster deutlich erkennen (Abbildungen 6 und 7): Erstens, Augewässer mit schottrigen Sedimenten weisen eine höhere Artenzahl und Artendiversität je Einzelprobe als jene mit Feinsedimenten auf (Abbildung 6), zweitens, es läßt sich ein deutlicher lateraler Gradient feststellen, mit einer vergleichsweise höheren Artendiversität in dynamischen Altarmen (Abbildung 7). Die drei Feinsedimentgewässer weisen zusätzlich eine größere Ähnlichkeit zueinander auf (Abbildung 6). Im Mittel finden sich in diesen sieben Arten (Taxa) je Einzelprobe, der Diversitätsindex bewegt sich zwischen 1,96 und 2,11. Hingegen liegen die durchschnittlichen Artenzahlen in den schottrigen Sedimente zwischen 12 und 19 je Einzelprobe. In der Äquität lassen sich hingegen keine eindeutigen Muster erkennen (Tabelle 7).

Tabelle 7: Abundanz, Taxazahl, Artendiversität und Äquität an den acht Probenstellen (A-H, arithmetisches Mittel±Standardabweichung)

<u>Probenstelle</u>	<u>Taxazahl</u>	<u>Diversität</u>	<u>Äquität</u>
A	15.9±4.9	3.36±0.43	0.86±0.10
B	19.2±5.6	3.48±0.38	0.83±0.07
C	11.9±2.9	2.92±0.45	0.83±0.09
D	15.4±4.1	2.94±0.57	0.75±0.09
E	6.6±2.9	2.10±0.36	0.82±0.08
F	12.0±3.9	3.13±0.45	0.89±0.07
G	7.4±3.5	1.96±0.67	0.70±0.19
H	7.0±2.9	2.11±0.45	0.80±0.08

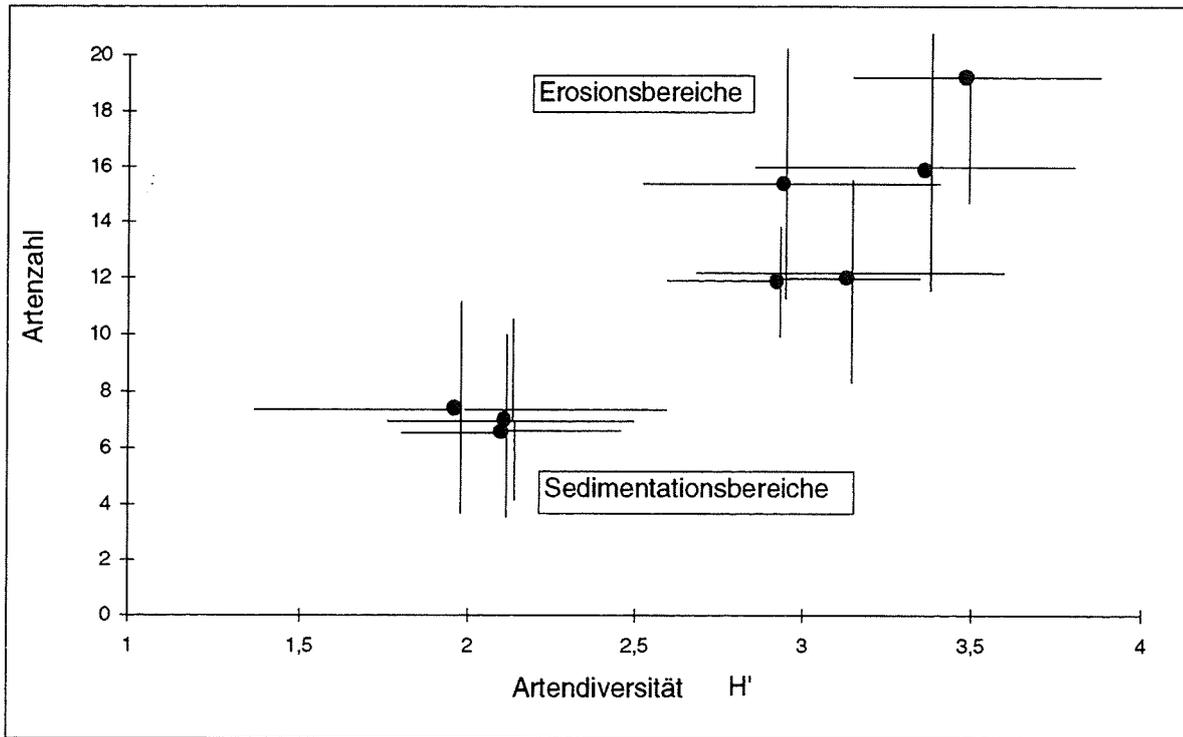


Abbildung 6: Vergleich von Sedimentations- und Erosionszonen hinsichtlich der Artenzahl und der Artendiversität (H'). Eingezeichnet sind die Mittelwerte und die jeweiligen Standardabweichungen.

4.6. Verteilung und hydrologische Vernetzung

Eine zentrale Frage beschäftigt sich mit der Artverteilung entlang eines lateralen (empirischen) Überflutungsgradienten. Hierzu wurden fünf Probenstellen im Bereich des 'Mitterhaufens', beginnend vom Hauptarm (Pst. A) südwärts zu einem entlegenen Autümpel (Pst. G, siehe Abbildung 1), miteinander verglichen. Die relative prozentuelle Ähnlichkeit innerhalb dieser Probenstellen wurde durch den Vergleich von Einzelproben berechnet. Es wurden beispielhaft die ersten fünf Proben je Probenfläche verwendet (jeweils 9 Kombinationsmöglichkeiten). Im Hauptarm ist die durchschnittliche Ähnlichkeit (PSI) zwischen den Einzelproben mit $30,8 \pm 12,1$ % am geringsten, im Seitenram D mit $49,8 \pm 9,6$ % am höchsten. Ordnet man die Proben entlang eines hydrologischen Gradienten (Transekt), so läßt sich die höchste Ähnlichkeit zwischen Einzelproben bei einem mittleren Vernetzungsgrad feststellen (Abbildung 8).

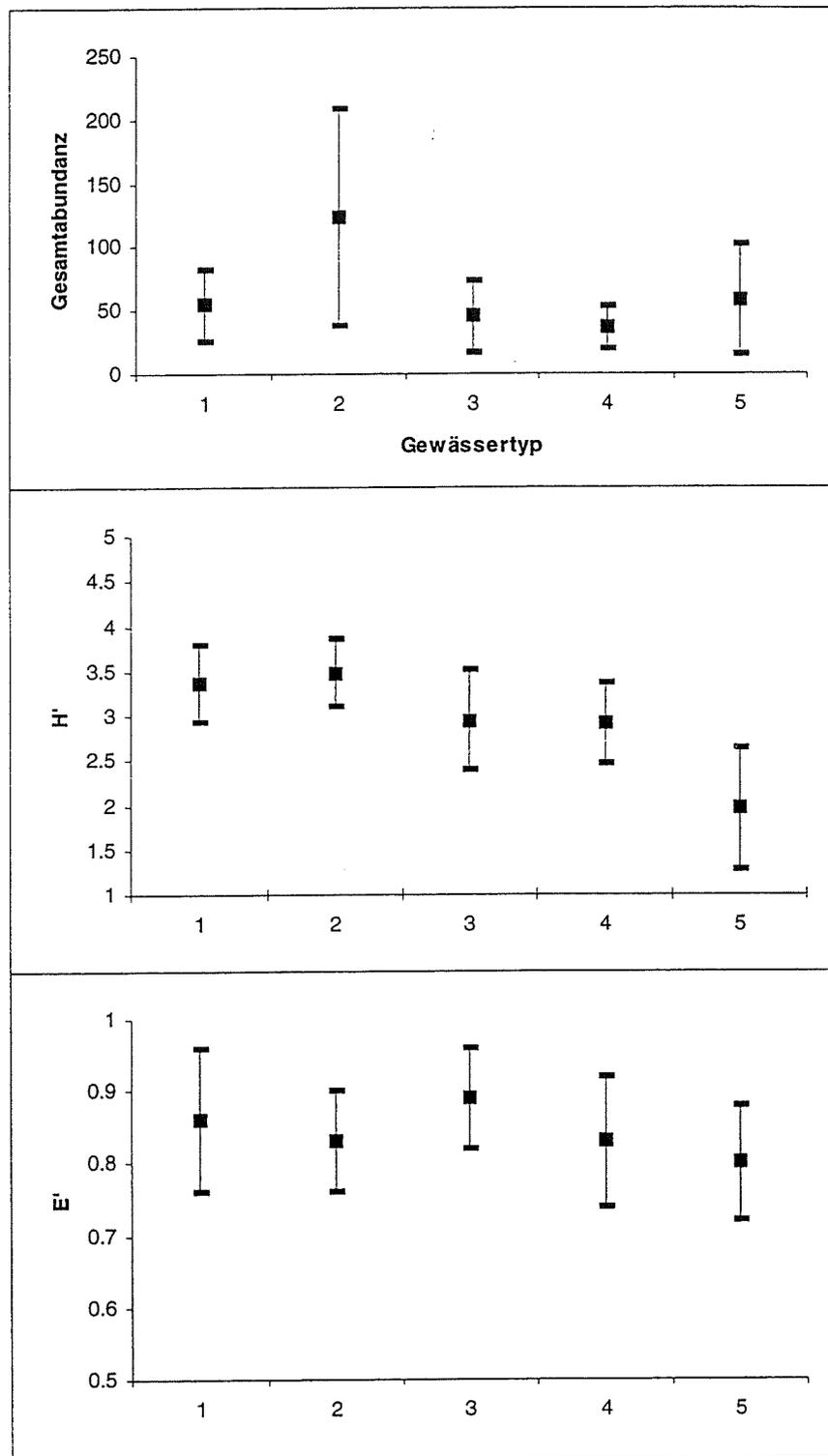


Abbildung 7: Gesamtartabundanz, Artendiversität (H') und Äquität (E') entlang eines lateralen Transektes (1: Pst.A, 2: Pst.B, 3: Pst.D, 4: Pst. C, 5: Pst. G). Eingezeichnet sind die Mittelwerte und die jeweiligen Standardabweichungen.

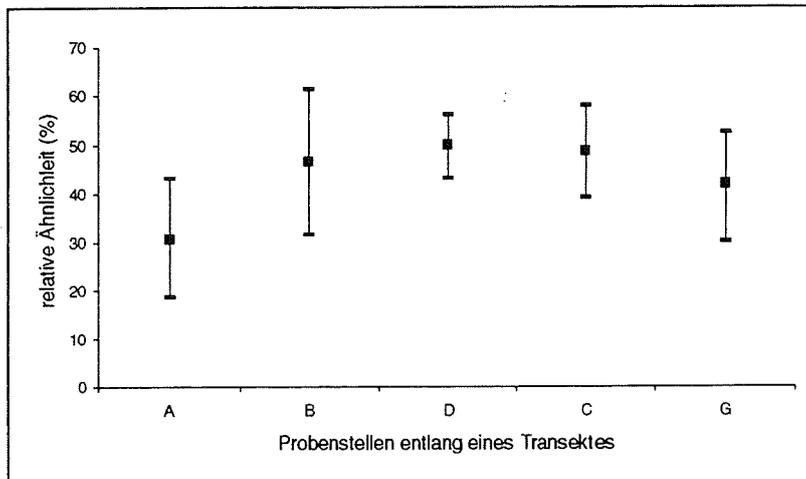


Abbildung 8: Relative Ähnlichkeit (%) der Einzelproben innerhalb der Probenstellen (5 je Probenstelle) entlang eines lateralen Transektes ($\bar{x} \pm SD$, $n=9$).

Ein biozönotischer Vergleich der Probenstellen entlang dieses Transektes, unter Mitberücksichtigung der Donau, zeigt eindrucksvoll die weitgehende Trennung des Ausystems von der Donau (Abbildung 9; Daten Donau: TOCKNER, 1993). Die relative Ähnlichkeit in der Chironomidentaxozönose beträgt nur etwa 5 %. Im Ausystem hingegen kann eine graduelle Veränderung der Lebensgemeinschaft in Abhängigkeit vom Überflutungsgradienten beobachtet werden. Einzig der isolierte Autümpel (6, Pst. G) trennt sich deutlich von den übrigen Augewässern ab. Diese ausgeprägte Isolation des Ausystems lässt sich weder durch die Sedimentzusammensetzung noch durch das organische Material in den Bett-Sedimenten erklären (Abbildung 9 und 10). Die Kornverteilungsmuster der Ausedimente (mit Ausnahme der Probenstelle 6: Pst. G) unterscheiden sich nicht wesentlich von der Donau. Hochwässer verhindern in großen Teilen der Au eine Akkumulation von Feinsedimenten. Die regulierungsbedingten kurzen lotischen Perioden im Ausystem verhindern jedoch zugleich die (intermittierende) Etablierung einer rheophilen Artenvergesellschaftung.

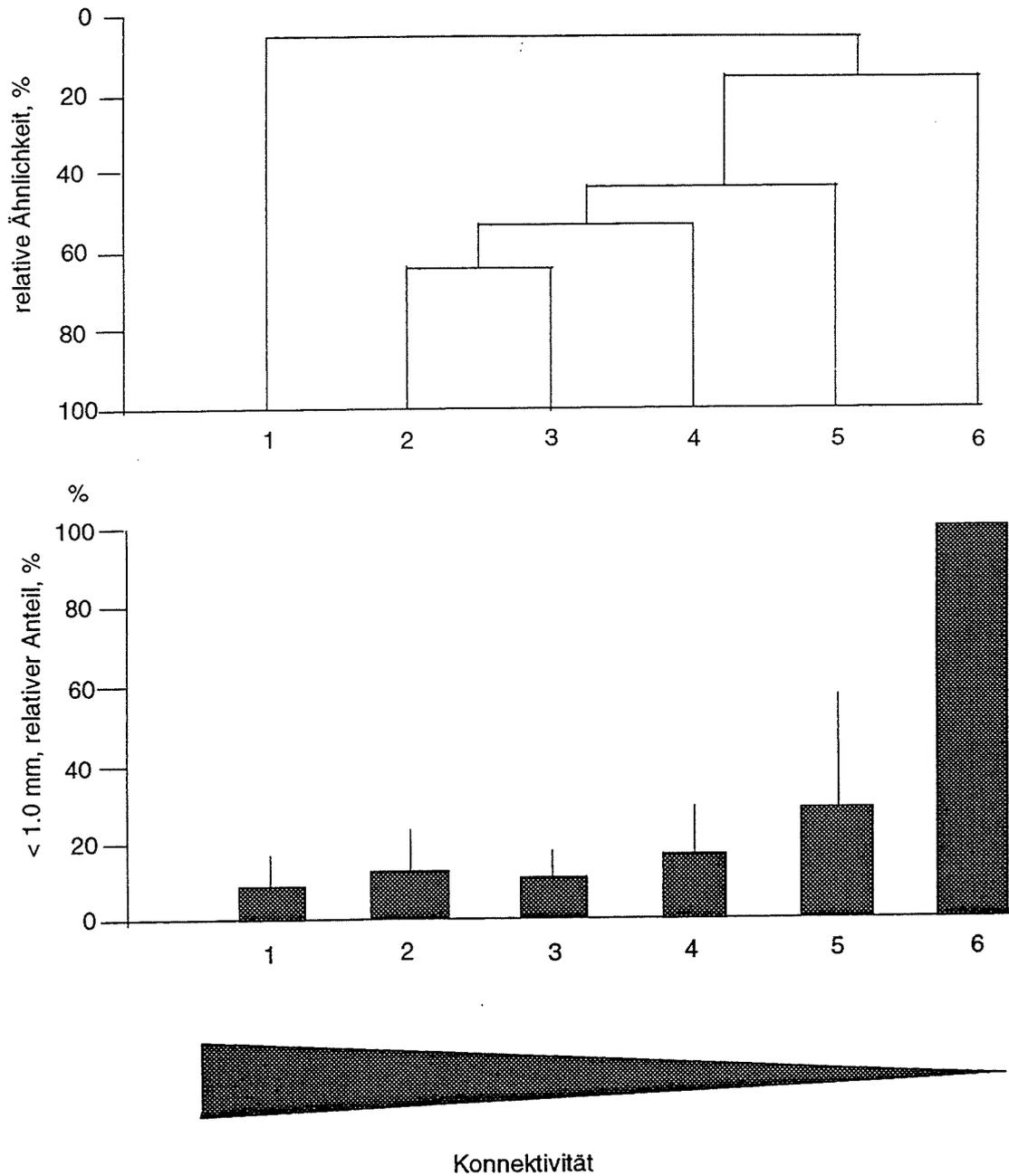


Abbildung 9: Dendrogramm: Relative Ähnlichkeit (%) der Chironomidentaxozönose (gepoolte Daten) entlang eines lateralen Transektes (ökologische Konektivität) und relativer Anteil der Kornfraktion < 1.0 mm (Lückenraumsedimente, Mittelwert und Standardabweichung). (1: Donau , 2: Pst. A, 3: Pst. B, 4: Pst. D, 5: Pst. C, 6: Pst. G, siehe Abbildung 1).

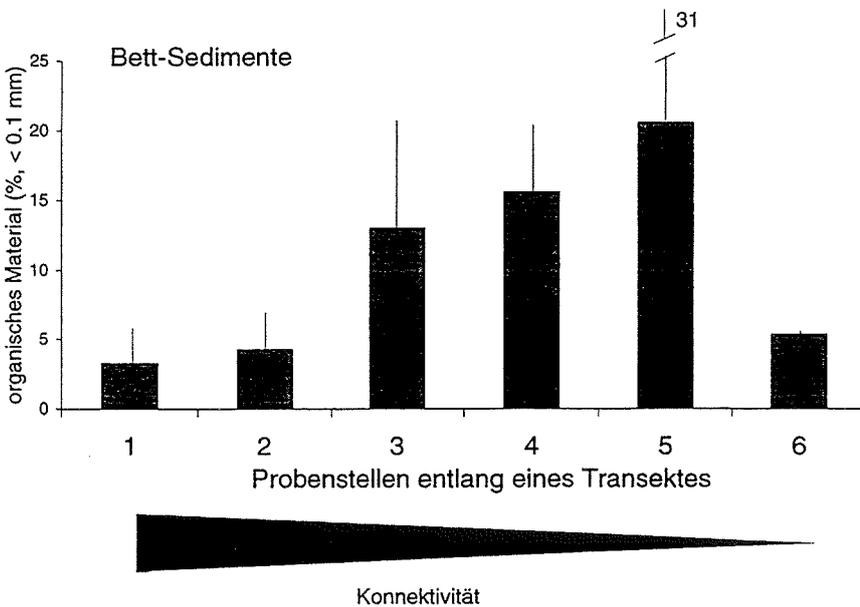
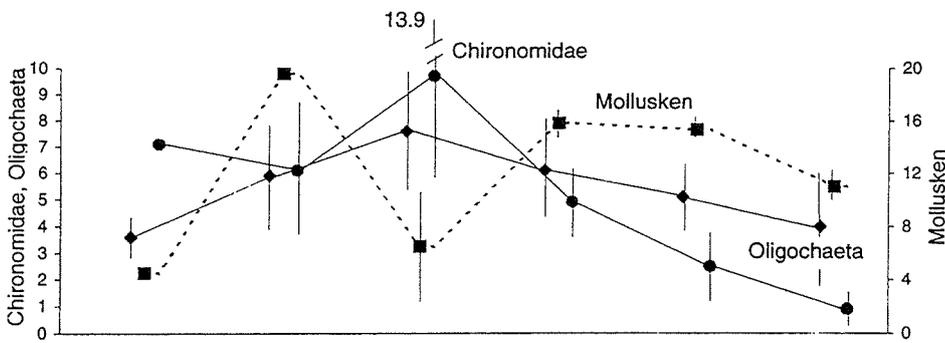
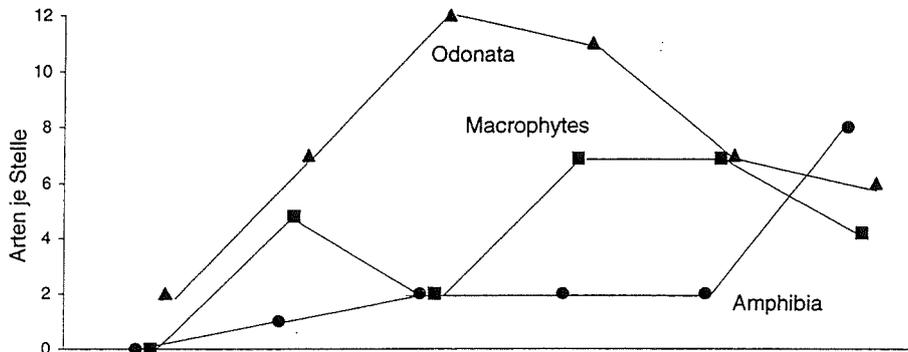


Abbildung 10: Chironomidae, Oligochaeta und Molluska: Mittlere Artenzahl je Einzelprobe (mit Standardabweichung) entlang eines lateralen Transektes. Odonata, Makrophyten und Amphibia: Mittlere Artenzahl je Gewässerabschnitt (Kohler-Abschnitt). Organischer Gehalt (AFDW, %, in der Korngröße <math>< 0,1\text{ mm}</math>) entlang eines lateralen Transektes (Codierung: Abbildung 9).

Die Verteilungsmuster entlang des lateralen Gradienten zeigen erwartungsgemäß ausgeprägte Unterschiede für die jeweiligen Taxozönosen (Abbildung 10). Mollusken sind besonders artenreich im Hauptarm (2, Pst. A), Odonaten und Chironomiden weisen eine hohe Diversität in jenen Gewässern mit einer mittleren Hydrodynamik auf, Makrophyten sind artenreich in semi-isolierten Gewässern vertreten, und die Amphibien sind in ihrem Vorkommen insbesondere auf entlegene, teils fischfreie Altwässer beschränkt (Abbildung 10). Hingegen muß eine inverse Beziehung zwischen Anbindung und Fischartenzahl erwartet werden. Die Artverteilungsmuster sind natürlich weitaus komplexer, wenn man unterschiedliche räumliche und zeitliche Skalen mitberücksichtigt.

5. Diskussion

Mit Ausnahme der gesondert behandelten Odonaten und Mollusken ist der derzeitige Kenntnisstand der Artenzusammensetzung und Verteilung makrobenthischer Arten für die Donau und in die donaanahen Augewässer noch sehr lückenhaft. HUMPESCH und MOOG (1994) führen für die österreichische Donau (Hauptstrom) 515 Zoobenthos-Arten (ohne Protozoa, Rotatorien und Nematoda) an. Ein Vergleich hierzu: In einem besonders gut untersuchten kleinen Bach, dem Breitenbach, konnten alleine 643 Insektenarten nachgewiesen werden (ZWICK, 1993). Von einer zufriedenstellenden Dokumentation der Artenvielfalt der Donau, insbesondere der angrenzenden Augewässer, sind wir demnach noch weit entfernt. Im Auengebiet Regelsbrunn-Petronell wurden von JANECEK (zitiert in BIFFL et al., 1988) in einer einmaligen Aufnahme 150 Chironomidenarten nachgewiesen, wobei die größte Vielfalt an Arten im relativ ungestörten Mischbereich von Donaustrom und Augebiet auftritt. WEISSMAIR (1994) zeigt, daß das gemeinsame Vorkommen der beiden Sisyridenarten *Sisyra fuscata* und *S. terminalis* fast ausschließlich auf dynamische Donaualtarme beschränkt ist.

Die höchste mittlere und auch die höchste absolute Artenzahl (alle Gruppen) konnte im Hauptarm beobachtet werden. Diese Ergebnisse stehen im Widerspruch zu Ergebnissen am unteren Rhein und der Meuse, wo die Artenvielfalt mit der Entfernung, und somit der hydrologischen Anbindung, zunimmt (VAN den BRINK et al., 1994). Erklärungsmöglichkeiten sind einerseits die doch deutlich geringere Nährstoff- und Schadstofffracht der Donau, andererseits die ausgeprägtere Hydrodynamik im Regelsbrunner Altarmsystem. Auch die Makrophyten oder die Mollusken sind im Hauptarm in einer großen Artenvielfalt vertreten (KUM & GÄTZ; WEIGAND & STADLER, dieser Bericht). Artenarme Abschnitte sind hingegen die isolierten und von Feinsedimenten dominierten Altwässer. Dort dominieren numerisch Oligochaeten und Kleinkrebse. In den isolierten Abschnitten dürften teils schlechte Sauerstoffbedingungen die geringen Artenzahlen bedingen. In den isolierten Gewässern sind zweifelsfrei die Makrophytenbestände, Totholzablagerungen und die Land/Wasser Übergangszonen artenreiche Habitate (CASTELLA & AMOROS, 1988). Diese Habitate wurden methodisch bedingt in dieser Studie zu wenig berücksichtigt. Im Einströmbereich E sind es die Mobilität der Feinsedimente und der geringe organische Gehalt der jungen Sedimente, die für das Fehlen wichtiger Gruppen verantwortlich sein dürften. Zugleich ist dieser Bereich wichtiges Entwicklungszentrum für eine Reihe an

Oligochaetenarten, wie der proportional hohe Anteil embryonaler und juveniler Tubificiden zeigt.

Bemerkenswert sind die abrupten Übergänge zwischen Donau und Au. Es fehlen im Hauptarm die typischen Vertreter des Hauptstroms (Trichoptera, Amphipoda etc.). Die kurzen lotischen Phasen reichen für eine Etablierung donautypischer Artassoziationen im Hauptarm nicht aus. Korngrößenverteilungen und organische Gehalte in den Bettsedimenten entsprechen hingegen den Werten der Donau (BRETSCSKO & TOCKNER, 1989). Auch unter den Makrozoobenthos-Arten zählen die rheophilen Organismen zu den stark gefährdeten Gilden, die durch die Errichtung einer beinahe durchgehenden Staukette den Großteil ihres Lebensraumes verloren haben. Die Blockwurfzonen in den Staubereichen sind nur für eine sehr verarmte rheophile Biozönose Ersatzlebensraum. In der freien Fließstrecke östlich von Wien hängt die langfristige Sicherung des Bestandes vieler rheophiler Arten von der Präsenz von Refugialarealen ab. Neben den verbliebenen Schotterbänken und Buchten im Hauptbett erfüllen besonders die häufig durchflossenen Seitenarme diese Refugialfunktion, durch die eine rasche Wiederbesiedelung der Donau nach Störereignissen (Hochwässer oder besonders starke Verschmutzungen) ermöglicht wird (DISTER, 1994). Prinzipiell kann die ökologische Stabilität (die Elastizität) donautypischer Populationen durch die Reaktivierung flußnaher Altarme erhöht werden (vgl. Fische). Eine Zufuhr nährstoffreichen Donauwassers in stärker abgeschlossene Altarme ist im Sinne der Erhaltung einer hohen Biodiversität hingegen nicht wünschenswert. VAN den BRINK et al. (1994) zeigen, daß die dotationsbedingte verstärkte Eutrophierung von Altwässern zur Verarmung der Benthalfauna führt. Eine zunehmende Eutrophierung muß durch eine Reduktion der hydraulischen Retention kompensiert werden. Insgesamt erscheint die Schaffung eines Überflutungsgradienten als anstrebenenswert.

Die derzeitige Artenvielfalt im Ausystem östlich von Wien muß als Artefakt, als eine Übergangsperiode zwischen einer ursprünglich etwas geringeren Artenvielfalt und einer zukünftig - ohne Durchführung von Maßnahmen - noch niedrigeren Vielfalt betrachtet werden. Im unregulierten Zustand war der untersuchte Donauabschnitt durch ein reich verzweigtes Armsystem zergliedert. Durch die häufigen Verlagerungen der Altarme blieb die Gesamtartenvielfalt relativ gering (im Vergleich zu mäandrierenden und gestreckten Flußabschnitten; WARD & STANFORD, 1995). Derzeit befindet sich dieses Altarmsystem in einem verstärkten Fragmentierungsprozess. Durch das jahrzehntelange Wegfallen von

Verjüngerungsprozessen ist es zugleich zu einer Überalterung des Gesamtsystems gekommen. Verlandungsprozesse führten zusätzlich zu einer Verringerung der Wasserflächen und einer noch verstärkten Zerstückelung des Auenbereichs. Zwar können fragmentierte Lebensräume eine höhere Artenzahl beherbergen, zugleich kommt es jedoch zu einer zunehmenden Isolation von Populationen. Die Auswirkungen von Veränderungen im Landschaftsgefüge und der Umweltfaktoren können folglich weitaus gravierender sein. In Tabelle 8 sind die Artenzahlen für unterschiedliche Assoziationen im Donau-Ausystem angeführt. Bemerkenswert sind die hohen Anteile gefährdeter Arten. Dieser hohe Anteil spiegelt einerseits den generellen Verlust an Lebensraum wieder, zeigt aber zugleich die ökologische Bedeutung dieser Flußlandschaft östlich von Wien.

Tabelle 8: Artenzahl und relativer Anteil gefährdeter Arten (%) für ausgewählte Pflanzen- und Tiergruppen im Donau-Aubereich östlich von Wien (Verändert nach TOCKNER & SCHIEMER, 1996).

<u>Taxon</u>	<u>Artenzahl</u>	<u>(gefährdet)</u>
Gefäßpflanzen	623	(16 %)
Helo- und Makrophyten	57	(50 %)
Mollusken (aquatisch/semiaquatisch)	79	(86 %)
Odonaten	49	(43 %)
Trichopteren	53	(17 %)
Coleopteren (aquatisch)	34	?
Amphibien	12	(100 %)
Reptilien	7	(100 %)
Fische	54	(48 %)
Vögel (inkl. Zugvögel)	164	-
Vögel (Brutvögel)	94	(29 %)

Danksagung: Bei der Probennahme war insbesondere Harald Wintersberger (Taucheinsatz) eine unschätzbare Hilfe. Zusätzlich halfen Doris Penetzdorfer, Barbara Köfler, Heinz Jaksch und Christian Baumgartner bei der Probennahme. Die taxonomischen Bearbeitungen wurden von Wolfgang Lechthaler (Chironomidae), Verena Kovarc (Microcrustacea) und Elisabeth Gaviria (Oligochaeta) durchgeführt. Für die mühsame Arbeit der Auszählung der MZB-Proben gebührt Frau Britta Möbes-Hansen ein spezieller Dank.

6. Literatur

- BIFFL, M.; JUNGWIRTH, M. & MOOG, O. (1988): Die Beurteilung der limnologischen, insbesondere trophischen und saprobiellen Entwicklung des Aussystems zwischen Fischamend und Bad Deutsch-Altenburg.- Gutachten im Auftrag des ÖWWV, Wien, 369pp.
- BRETSCHKO, G. & TOCKNER, K. (1989): Sedimentuntersuchung in Donauufer- und Augewässer bei Hainburg. pp. 233-260.- In: Interdisziplinäre Studie Donau. Eigenverlag des ÖWWV, Wien.
- CASTELLA, E., RICHARDOT-COULET, M., ROUX, C. & RICHOUX, P. (1984): Macroinvertebrates as 'describers' Auf morphological and hydrological types Auf aquatic ecosystems abandoned by the Rhône River.- *Hydrobiologia*, **119**: 219-225.
- CASTELLA, E. & AMOROS, C. (1988): Freshwater macroinvertebrates as functional describers of the dynamic of former river beds.- *Verh.Internat.Verein.Limnol.* **23**: 1299-1305.
- DISTER, E. (1994): The Function, Evaluation and Relicts of Near-Natural Floodplains. pp. 317-330.- In: KINZELBACH, R. (ed.): *Limnologie aktuell*, Bd.2: *Biologie der Donau*.- Gustav Fischer, Stuttgart.
- FÖCKLER, F. (1991): Classifying and evaluation alluvial flood plain waters Auf the Danube by water mollusc associations.- *Verh.Internat.Verein.Limnol.*, **24**: 1881-1887.
- HELTSHE, J.F. & FORRESTER, N.E. (1983): Estimating species richness using the jackknife procedure.- *Biometrics* **39**: 1-11.
- HUMPESCH, U.H. & MOOG, O. (1994): Flora und Fauna der österreichischen Donau. pp. 81-108.- In: KINZELBACH, R. (ed.): *Limnologie aktuell*, Bd.2: *Biologie der Donau*, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.
- KREBS, C.J. (1989) *Ecological Methodology*.- Harper & Row, N.Y., 654pp.
- MOOG, O. (1993): Makrozoobenthos als Indikator bei ökologischen Fragestellungen.- In: 14. Sem. Landschaftswasserbau, TU, Wien, pp.103-143.
- MOOG, O., HUMPESCH, U.H., KONAR, M. (1995): The distribution of benthic invertebrates along the Austrian stretch of the River Danube and its relevance as an indicator of zoogeographical and water quality patterns - part 1.- *Arch.Hydrobiol.Suppl.* **101**: 121-213.
- OBRIDLIK, P., SCHNEIDER, e., & smukalla, r. (1990): Zur Limnologie der Rastatter Rheinaue.- in: Koinzelbach, R. & Friedrich, G. (Eds.) *Biologie des Rheins, Limnologie Aktuell*, **1**: 477-489.
- TOCKNER, K. (1993): Ein Beitrag zur Ökologie der Uferbereiche der österreichischen Donau (Stauraum Altenwörth, Wiener Donaukanal, Freie Fließstrecke).- Unveröff. Dissertation, Universität Wien, 331pp.
- TOCKNER, K. (1996): Colonization experiments for biomonitoring riparian communities in a large regulated river (Danube, Austria).- *Arch.Hydrobiol.Suppl.*, **113**: 433-442.
- TOCKNER, K. & BRETSCHKO, G. (1996): Spatial distribution of particulate organic matter (POM) and benthic invertebrates in a river-floodplain transect (Danube, Austria): the importance of hydrological connectivity.- *Arch.Hydrobiol.Suppl.* **115** (1): 11-27.
- TOCKNER, K. & SCHIEMER, F. (1996): Ecological aspects of the restoration strategy for a river-floodplain system of the Danube River in Austria.- *Global Ecology and Biogeography Letters*, in press.
- WARD, J.V. & STANFORD, J.A. (1995): The serial discontinuity concept: extending the model to floodplain rivers.- *Regulated Rivers* **10**: 159-168.
- VAN den BRINK, F.W.B. & VAN der VELDE, G. (1991): Macrozoobenthos of floodplain waters of the rivers Rhine and Meuse in the Netherlands: a structural and functional analysis in relation to hydrology.- *Regulated Rivers* **6**: 265-277.

VAN den BRINK, F.W.B.; BELJAARDS, M.J.; BOOTS, N.C.A. & VAN der VELDE, G. (1994): Macrozoobenthos abundance and community composition in three lower Rhine floodplain lakes with varying inundation regimes.- *Regulated Rivers* **9**: 279-293.

WEISSMAIR, W. (1994): Zur Verbreitung der Schwammfliegen (Neuroptera: Sisyridae) in Österreich.- *Lauterbornia* **19**: 71-78.

ZWICK, P. (1993): Ökologie von Fließgewässern.- *Biologie in unserer Zeit* **23**: 316-321.

Mollusken

Erich WEIGAND und Franz STADLER

1. Einleitung und Zielsetzung

Etwa 70 Schnecken- (Gastropoda) und 30 Muschel- (Bivalvia) arten besiedeln die verschiedensten Gewässer in Mitteleuropa (KLEMM 1960, MODELL 1965, DUDICH 1967, BOTHAR 1976, FRANK 1981, 1982, 1987, REISCHÜTZ 1981, 1985, GLOER 1992, FRANK & REISCHÜTZ 1994, NESEMANN & REISCHÜTZ 1995). Sie eignen sich aus vielen Gründen zu einer Gewässercharakterisierung (BLESS 1980, JUNGBLUTH et al. 1986, FALKNER 1990, FOECKLER 1990, FOECKLER et al. 1991, 1994, IMHOF et al. 1992, NESEMANN & REISCHÜTZ 1995):

1. Biologie, Ökologie, Systematik, Habitatansprüche und die großräumige Verbreitung der einzelnen Arten gut bekannt
2. gut bestimmbar anhand von Gehäuse und Schalen
3. ganzjährig anzutreffen, geringe Populationsschwankungen, oft in hohen Individuenzahlen vertreten
4. kleines Minimumareal, genau abgegrenzte Biotope, geringer Aktionsradius, wenig vagil - können sich verändernden Biotopbedingungen durch Abwanderung kaum entziehen;
5. viele Arten haben eine geringe ökologische Valenz
6. Gehäuse und Schalen bleiben nach dem Tod der Tiere lange Zeit erhalten, was - mit Einschränkungen - die Rekonstruktion früherer Besiedlung ermöglicht

Die vorliegende Charakterisierung der Augewässer basiert auf einer detaillierten faunistischen Analyse, einer Erfassung der bedeutendsten Standortfaktoren und nachfolgender Zuordnung von Gewässergruppen und Leitfaktoren. In Zusammenarbeit mit anderen Fachbereichen sollen

eine ökologisch fundierte Gewässerbewertung und Prognosen über Maßnahmen, die eine Veränderung im Auegebiet nach sich ziehen, erstellt werden.

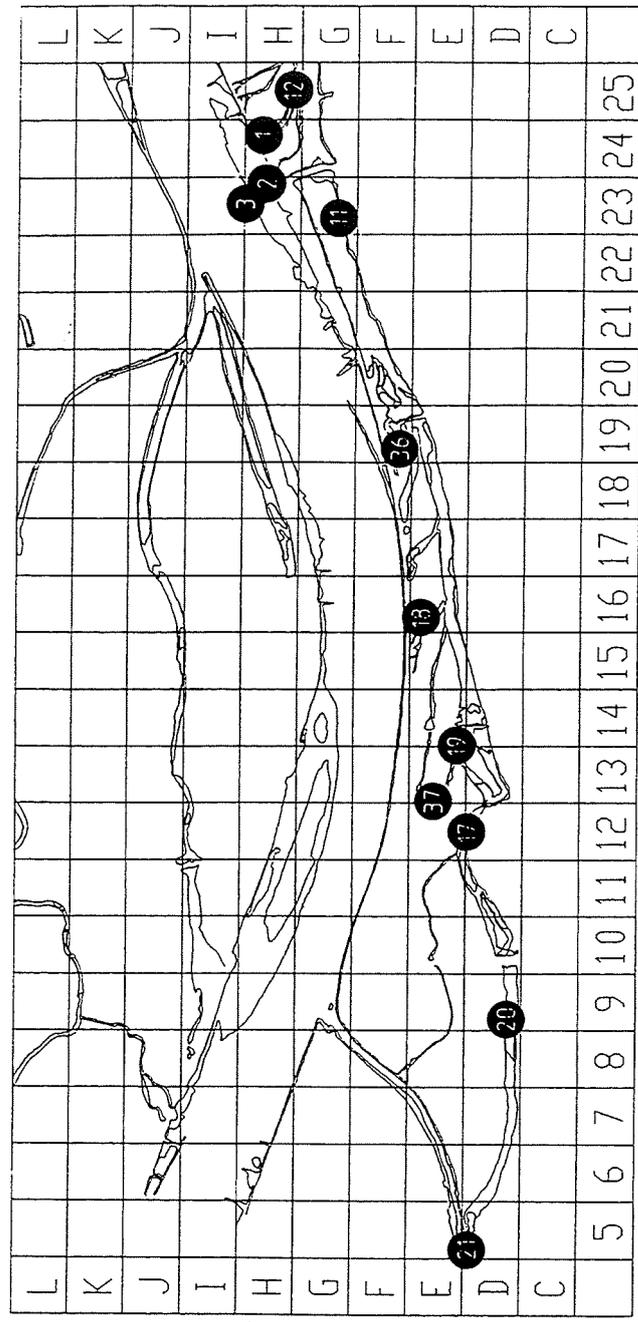
2. Probenstandorte, Material und Methoden

2.1. Untersuchte Gewässerabschnitte

Alle Probenstandorte (P1 - P37, Abb. 1) sind kartographisch festgelegt und fotodokumentiert worden. Im Rahmen dieser Studie wurde die Strömungsrinne der Hauptarme in einer Gewässertiefe über 2,5 m nicht beprobt; diesbezüglich werden für die Gewässercharakterisierung die mit Hilfe eines Tauchers erfolgten Erhebungen im Jahre 1995 (DEUTSCH et al., in press.) und die Studie von ÜBL et al. (1995) herangezogen.

Tabelle 1: Zuordnung der Proben zu Gewässer- und Sedimenttypen

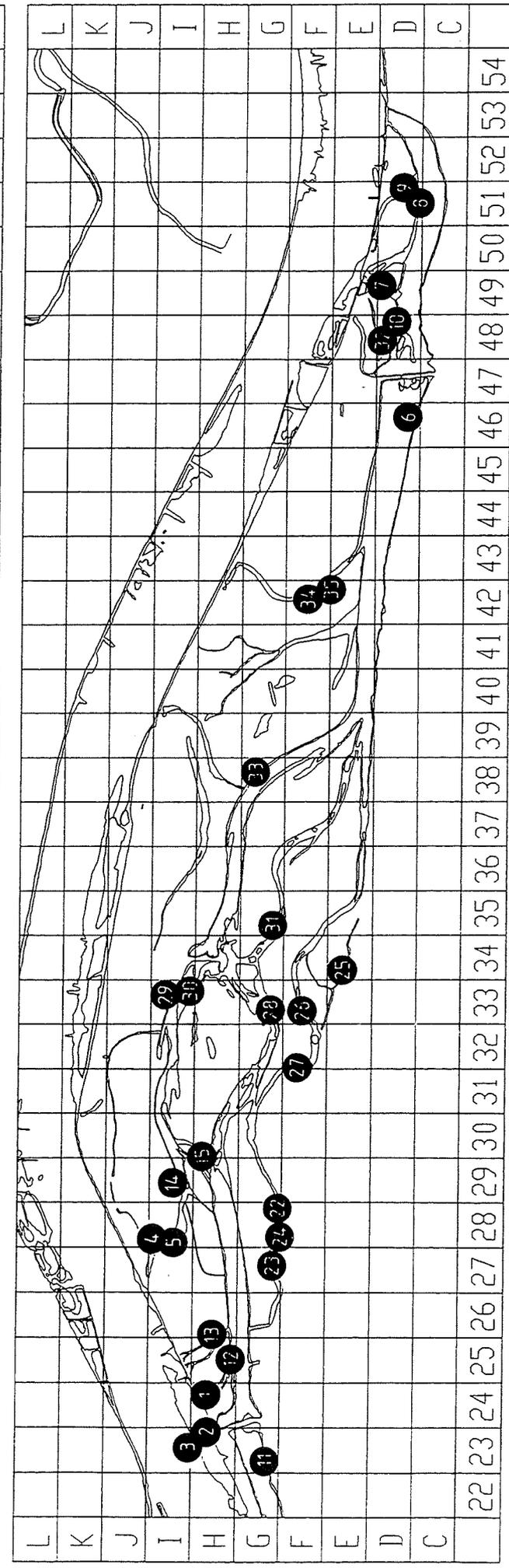
		Hauptarm				Einstrombereich		Seitenarme			Referenzgewässer		
		Ma. Ellend	Haslau	Mitterhauften dynamisch	Mitterhauften geschützte Buchten	Regelsbrunn	dynamisch	wenig dynamisch	dynamisch	wenig dynamisch	verlandend	Grundwasserzutritt	Donau
Typ 1	Grobsediment kein Aufwuchs			28ut								3ut	
Typ 2	Grobsediment < 5% Feinsediment starker Aufwuchs			15u 33t			9ut		26t				
Typ 3	Grobsediment < 15% Feinsediment		11t 16t	33u 29ut 15t	6t 8t	4ut 34t	7ut	27ut 31t				2u	
Typ 4	Mischsubstrat mind. 20% Grobsediment mind. 20% Feinsediment	20t	11u			8u 10t	5 34u 35t	12t 13ut	26u 37t	19t			
Typ 5	Feinsediment < 20% Grobsediment		16u		14t 30ut	6u 10u	35t	18ut 36t	31u 37u				
Typ 6	Feinsediment kompakt	20u			14u			1ut 36u					21ut
Typ 7	Feinsediment locker	17ut						12u	19u 32ut	22ut 23ut	25ut		



GEWÄSSERVERNETZUNG
 Ma. Ellend - Regelsbrunn

Abbildung 1: Lage der Probenstellen im
 Untersuchungsgebiet

Kartengrundlage: © Donau-Betriebs AG 1996
 Ergänzungen: Baumgartner 1996



2.2. Probennahme und Auswertung

Die Freilandaufnahme wurde im Herbst 1995 bei Niederwasserführung der Donau (Pegelstand Reichsbrücke < 140 cm) und ergänzend im August 1996 (ebenfalls Niederwasserführung) durchgeführt. Arten, die ohne Mikroskop bestimmt werden konnten, wurden im Freiland determiniert und ins Gewässer zurückgegeben. Für jedes ausgewählte Gewässer wurden die Teilproben mit folgender Aufnahmemethodik entnommen:

a) *Semiquantitative Probenaufsammlung* - Erfolgte mit Hilfe eines dredgenartigen Schöpfgerätes (Breite des Gerätes = 30 cm, Zuglänge ca. 100 cm, Materialvolumen eines Zuges = ca. 8 Liter; Abb. 2). Für jede Probe wurde an 2 gewässertypischen Standorten jeweils 2 Probenzüge eingeholt (Gesamtfläche etwa 1 m² Gewässerboden). Das gewonnene Material wurde durch ein 2 mm Nylon-Netz gesiebt und das Siebgut im Labor bis zur Auswertung tiefgekühlt. Bei der semiquantitativen Probenaufsammlung wurden Ufer- (0 bis max. 3 m von Uferanslagslinie) und Tiefenzone (in Gewässermitte bzw. 150 - 200 cm Wassertiefe) getrennt beprobt.

b.) *Makroskopische Aufsammlung* - Punktueller Absuchen des gesamten definierten Gewässerabschnittes

- ♦ *Substratspezifische Aufsammlung* (Aufsammlung der Molluskenfauna auf großflächigen Kolonisationssubstraten, wie Totholz, Makrophyten, große Steinblöcke, etc.; Wasserschnecken wurden auch im Bereich der Wasseranslagslinie berücksichtigt)

- ♦ *Najaden* (qualitative Aufsammlung mit semiquantitativer Abschätzung der Großmuscheln im definierten Gewässerabschnitt; die Suche wurde auf rund 10 Minuten festgelegt und erfolgte bis zu einer Wassertiefe von etwa 1 m).

Folgende für die Mollusken relevanten **Standortfaktoren** wurden im Freiland folgende in Form einer semiquantitativen Abschätzung erhoben (Tab. 3):

- (1) Wasserfläche und Tiefe des untersuchten Gewässers
- (2) Zusammensetzung und Beschaffenheit des Gewässerbodens (Korngrößen, Kompaktheit, Mächtigkeit der sauerstoffreduzierten Schichten)
- (3) Geländeneigung des Ufers (Kategorien: eben bis flach, mäßig steil, steil, sehr steil, senkrecht)
- (4) epilithische und epiphytische Algen, submerse und emerse Makrophyten (Kategorien: nicht vorhanden (keine), vereinzelt bis wenig (bis 15%), viel (15-50%), sehr viel bis massig (50-100% Gewässerbedeckungsgrad))
- (5) Menge an grobem partikulärem organischen Material (CPOM), differenziert in (a) Totholz und (b) Fallaub, Gräser etc. (Kategorien: sehr wenig (<5%), wenig (5-20%), viel (20-50%), sehr viel bis massig (50-100% Gewässerbedeckung))
- (6) Beschattungsgrad des Gewässers durch den gewässerbegleitenden Auwald (Kategorien: sehr gering (<10%), gering (10-25%), mäßig beschattet (25-50%), stark (50-90%), sehr stark bis vollkommen beschattet (90-100%))

Die Auswertung der semiquantitativ erhobenen Proben erfolgte im Labor. Bei der Auszählung und Sortierung wurde innerhalb der Fauna eine Zuordnung in lebende Individuen (inkl. Schalen mit Weichkörperresten; Kurzbezeichnung "L"), lebend-frischer Leerschalen ("LF") und verwiterte Leerschalen ("V") vorgenommen. Für die biomathematische Datenanalyse werden nur die ersten beiden Gruppen (L und LF) herangezogen.

Die Determination der Arten wurde anhand nach der Bestimmungsliteratur von GLOER et al. (1992) und MODELL (1965) durchgeführt. Die Zuordnung der Arten zu Gesellschaften erfolgte durch qualitativen Vergleich mit der Literatur (v.a. FOECKLER 1990).

2.3. Datenanalyse

Die statistischen Methoden folgen ELLIOTT (1977), ZAR (1984) und ZÖFEL (1988).

Die **Häufigkeit** der einzelnen Arten innerhalb einer Probenstelle wird in Prozent der Gesamtindividuenzahl angegeben.

Die **Gesamthäufigkeit** (%) der einzelnen Arten in den einzelnen Gewässergruppen bzw. im gesamten Untersuchungsgebiet wurde aufgrund der quantitativ sehr unterschiedlich hohen Individuenzahl in den einzelnen Probenstellen je nach Zielsetzung unterschiedlich berechnet:

1. Die Individuenzahl aller Probenstellen wurde addiert und für jede Art in Prozent der gesamten Individuenzahl ausgedrückt (Abb. 6, Tab. 4). Diese Form der Berechnung läßt dominant vorkommende Arten von individuenreichen Probenstellen stark hervortreten.
2. Die relative Häufigkeit der Arten wurde zwischen den einzelnen Probenstellen verglichen. Diese Berechnungsart verzerrt die relative Verteilung der Arten am stärksten, da die Arten der individuenarmen Gewässerabschnitte im Vergleich der einzelnen Probenstellen zu stark gewichtet werden (dies betrifft im besonderen *Ancylus fluviatilis*).
3. Die relative Häufigkeit der Arten wurde zwischen den Gewässergruppen verglichen (Tab. 6, 7, 8 und 10). Diese Berechnung gibt ein weitgehend naturnahes Abbild für das gesamte Untersuchungsgebiet wieder.

Die **Vorkommenshäufigkeit (Stetigkeit)** einer Art im Untersuchungsgebiet bzw. innerhalb einer untersuchten Gewässergruppe (nach SCAMONI 1963) entspricht dem prozentuellen Anteil der besiedelten Gewässer.

Die Berechnung der **Diversität (H')** und **Äquität (Evenness, E)** der Fauna erfolgt nach SHANNON & WEAVER (1963).

Die semiquantitativ erhobenen Individuenzahlen einer Probenstelle werden in direkter Form als **Abundanz (Besiedlungsdichte)** der Arten bzw. der Gesamtfaua übernommen. Von der Überführung der Daten in relative Abundanzklassen wurde aufgrund des zu hohen Informationsverlustes Abstand gehalten. Die semiquantitativen Daten werden auf die Gewässerboden-Oberfläche bezogen (Individuen pro m²; Tab. 5).

Die **faunistische Ähnlichkeit zwischen zwei oder mehreren Probenstellen bzw. Gewässergruppen** wird mit Hilfe des "Percentage Similarity Index" (relative Ähnlichkeit in Prozent) ausgedrückt (ZAR, 1984).

Für den **Zusammenhang Molluskenfauna - Gewässersediment** dienten ausnahmslos die semiquantitativen Proben (insgesamt 66 Proben).

Der **Zusammenhang der Fauna mit den Substraten Makrophyten, Totholz und Fallaub** (Tab. 7, 8; Abb. 7) und der **Vergleich der 13 nach der Lage definierten Gewässer** (Tab. 9, 10, 11; Abb. 8) bezieht sich auf die Gesamtprobe (Semiquantitative und makroskopische Aufsammlung) des untersuchten Gewässerabschnittes.

3. Ergebnisse und Charakterisierung der Gewässer

3.1. Mollusken des Untersuchungsgebietes und Standortfaktoren der Probenpunkte

Tab. 2. Liste der nachgewiesenen aquatischen Molluskenarten (Nomenklatur und Systematik nach GLÖER et al. (1994))

Gastropoda (Schnecken)

- 1 *Viviparus contectus* (MILLET, 1813)
- 2 *Potamopyrgus antipodarum* (GRAY, 1843)
- 3 *Lithoglyphus naticoides* (C. PFEIFFER, 1828)
- 4 *Bithynia tentaculata* (LINNAEUS, 1758)
- 5 *Valvata cristata* O.F.MÜLLER, 1774
- 6 *Valvata piscinalis* (O.F.MÜLLER, 1774)
- 7 *Acrolocus lacustris* (LINNAEUS, 1758)
- 8 *Lymnaea stagnalis* (LINNAEUS, 1758)
- 9 *Stagnicola palustris* (O.F.MÜLLER, 1774)
- 10 *Stagnicola turricula* (HELD, 1836)
- 11 *Stagnicola corvus* (GMELIN, 1791)
- 12 *Galba truncatula* (O.F.MÜLLER, 1774)
- 13 *Radix auricularia* (LINNAEUS, 1758)
- 14 *Radix ampla* (HARTMANN, 1821)
- 15 *Radix peregra* (O.F.MÜLLER, 1774)
- 16 *Radix ovata* (DRAPARNAUD, 1805)
- 17 *Planorbis planorbis* (LINNAEUS, 1758)
- 18 *Planorbis carinatus* O.F.MÜLLER, 1774
- 19 *Anisus (Disculifer) vortex* (LINNAEUS, 1758)
- 20 *Anisus (Disculifer) vorticulus* (TROSCHER, 1834)
- 21 *Gyraulus albus* (O.F.MÜLLER, 1774)
- 22 *Gyraulus acronicus* (FERUSSAC, 1807)
- 23 *Gyraulus laevis* (ADLER, 1838)
- 24 *Gyraulus crista* (LINNAEUS, 1758)
- 25 *Hippeutis complanatus* (LINNAEUS, 1758)
- 26 *Planorbarius corneus* (LINNAEUS, 1758)
- 27 *Ancylus fluviatilis* O.F.MÜLLER, 1774
- 28 *Physella (= Physa) acuta* (DRAPARNAUD, 1805)
- 29 *Aplexa hypnorum* (LINNAEUS, 1758)

Bivalvia (Muscheln)

- 1 *Unio pictorum* (LINNAEUS, 1758)
- 2 *Unio tumidus* PHILIPSSON, 1788
- 3 *Anodonta anatina* (LINNAEUS, 1758)
- 4 *Pseudanodonta complanata* (ROSSMAESSLER, 1835)
- 5 *Sphaerium corneum* (LINNAEUS, 1758)
- 6 *Sphaerium rivicola* (NORMAND, 1844)
- 7 *Musculium lacustre* (O.F.MÜLLER, 1774)
- 8 *Pisidium henslowanum* (SHEPPARD, 1823)
- 9 *Pisidium supinum* A.SCHMIDT, 1851
- 10 *Pisidium subtruncatum* MALM, 1855
- 11 *Pisidium nitidum* JENYNS, 1832
- 12 *Pisidium obtusale* (LAMARCK, 1818)
- 13 *Pisidium casertanum* (POLI, 1791)
- 14 *Pisidium casertanum ponderosum* (STELFOX, 1918)
- 15 *Pisidium moitessierianum* (PALADILHE, 1866)
- 16 *Dreissena polymorpha* (PALLAS, 1771)

Tab. 3. Standortfaktoren

Probenstelle	Gewässer- Typus	Quad- rante	Steine, Blöcke (%-Anteil)			Feinmat., Schluff (%-Anteil)			Kompakt- heit des Sediments	O2-Zählung des Boden- Sediments	Makro- phyten (Bedeckg)	CPOM Totholz (Menge)	CPOM Falllaub (Menge)	epilith., epiphyt. ALGBN	Gelände- neigung	Umland- Beschatig. (Bedeckung)
			Schotter (%-Anteil)	Sand (%-Anteil)	Schluff (%-Anteil)	Schotter (%-Anteil)	Sand (%-Anteil)	Schluff (%-Anteil)								
P01	Litoral	Zubringer	-	-	100%	mittel	leicht	5%	viel	viel	viel	viel	viel	mittel	60%	
"	Mitte (1m)	(Altarm)	-	-	100%	mittel	leicht	20%	viel	viel	mittel	mittel	viel	flach	50%	
P02	Litoral	Donau/Pool	25%	-	10%	sehr hoch	leicht	keine	-	-	-	-	viel	sehr flach	10%	
P03	Litoral	Donau/Ufer	-	-	-	sehr hoch	-	keine	-	-	-	-	viel	sehr flach	0%	
P04	Litoral	Zubringer	-	-	50%	hoch	-	keine	-	-	wenig	mittel (nur heuriges)	s. wenig	prall-mittel	50%	
"	Mitte (1,5m)	(Kolk)	-	-	5%	hoch	-	keine	-	-	wenig	mittel	wenig	mittel-flach	50%	
P05	Litoral+Mitte	Zubr.(Kolk)	-	-	30%	mittel	-	5%	-	-	wenig	mittel	wenig-mittel	mittel	40%	
P06	Litoral	Hauptarm	-	-	90%	mittel	mittel	15%	mittel	viel	viel	viel	sehr viel	sehr flach	40%	
"	1-2,5m Tiefe	Regelsbrunn	-	-	15%	hoch	hoch	keine	-	keine	wenig	wenig	viel	flach	30%	
P07	Litoral	Zubringer	-	-	5%	hoch	hoch	5%	mittel	mittel	mittel	viel (auch letzjähriges)	mittel	mittel	30%	
"	Mitte (1,2m)	(Kolk)	-	-	5%	hoch	hoch	5%	mittel	mittel	mittel	letzjähriges)	mittel	flach	20%	
P08	Litoral	Hauptarm	-	-	70%	gering	stark	20%	wenig	wenig	wenig	wenig	wenig	mittel-flach	10%	
"	1-2,5m Tiefe	Regelsbrunn	-	-	10%	hoch	-	keine	s. wenig	sehr wenig	sehr wenig	sehr wenig	wenig	flach	0%	
P09	Litoral+Mitte	Zubringer	-	-	10%	hoch	-	10%	viel	viel	s.viel, heurig	s.viel, heurig	mittel	flach	90%	
P10	Litoral	Hauptarm	-	-	85%	(sehr)hoch	leicht	10%	viel	viel (alt)	viel (alt)	viel (alt)	wenig	mittel	50-90%	
"	1-2,5m Tiefe	Regelsbrunn	5%	-	60%	(sehr)hoch	leicht	keine	mittel	mittel	viel (alt)	viel (alt)	wenig	mittel	0%	
P11	Litoral	Hauptarm	-	-	70%	gering	gering	50%	mittel	mittel	mittel	wenig-mittel	wenig-mittel	mittel	10-40%	
"	1-2,5m Tiefe	Haslau	-	-	2%	sehr hoch	-	20%	-	-	(sehr)wenig	(sehr)wenig	wenig	flach	0%	
P12	Litoral	Zubringer- einmündung	-	-	100%	sehr gering	stark	10%	mittel	mittel(+alt)	mittel(+alt)	mittel(+alt)	wenig	(sehr)flach	10%	
"	Mitte		-	-	70%	gering	stark	5%	wenig	wenig	wenig	wenig	wenig	sehr flach	5%	
P13	Litoral+Mitte	Zubringer	-	25%	75%	(sehr)hoch	stark	keine	massig	sehr viel	sehr viel	sehr viel	wenig	steil-mittel	100%	
P14	Litoral	donau-naher	-	-	100%	hoch	stark	10%	viel	mittel (nur heurig)	mittel (nur heurig)	mittel (nur heurig)	wenig	flach	50-90%	
"	1-2,5m Tiefe	Seitenarm	-	-	90%	hoch	?	keine	viel	viel	heurig)	heurig)	wenig	mittel	10%	
P15	Litoral	Hauptarm- H30a	-	-	5%	sehr hoch	-	10%	-	-	sehr wenig	sehr wenig	mittel	mittel-s.flach	0%	
"	Mitte	Kolk, groß	-	-	5%	sehr hoch	-	keine	-	-	sehr wenig	sehr wenig	mittel	flach	0%	
P16	Litoral	Hauptarm, linkes Ufer	10%	-	80%	mittel-hoch	stark	20%	wenig-mittel	wenig	wenig	wenig	wenig	mittel-flach	30-70%	
"	1-2,5m Tiefe		-	-	20%	hoch	stark	10%	wenig	wenig	wenig	wenig	wenig	mittel	0%	
P17	Litoral	Hauptarm	-	-	100%	gering	stark	75%	wenig-mittel	wenig-mittel	viel	viel	mittel	sehr steil	50%	
"	1-2,5mTiefe	bei M.Ellend	-	-	100%	gering-mittel	mittel	30%	wenig	wenig	viel	viel	mittel	mittel	30%	
P18	Litoral	Zubringer	-	10%	90%	mittel-hoch	stark-mittel	5%	wenig-mittel	stark-mittel	sehr viel	sehr viel	wenig-mittel	steil	80%	
"	Mitte (1,3m)	mit Kolk	-	-	90%	hoch	stark-mittel	5%	wenig	(sehr)viel	(sehr)viel	(sehr)viel	wenig-mittel	mittel-flach	70%	
P19	Litoral	Altarm	-	-	100%	gering	100%	keine	massig	sehr viel	sehr viel	sehr viel	wenig?	mittel-steil	80%	
"	Mitte (1,4m)	bei M.Ellend	-	-	70%	gering-mittel	100%	keine	massig	sehr viel	sehr viel	sehr viel	wenig?	flach-mittel	80%	

Tabelle 3: Fortsetzung

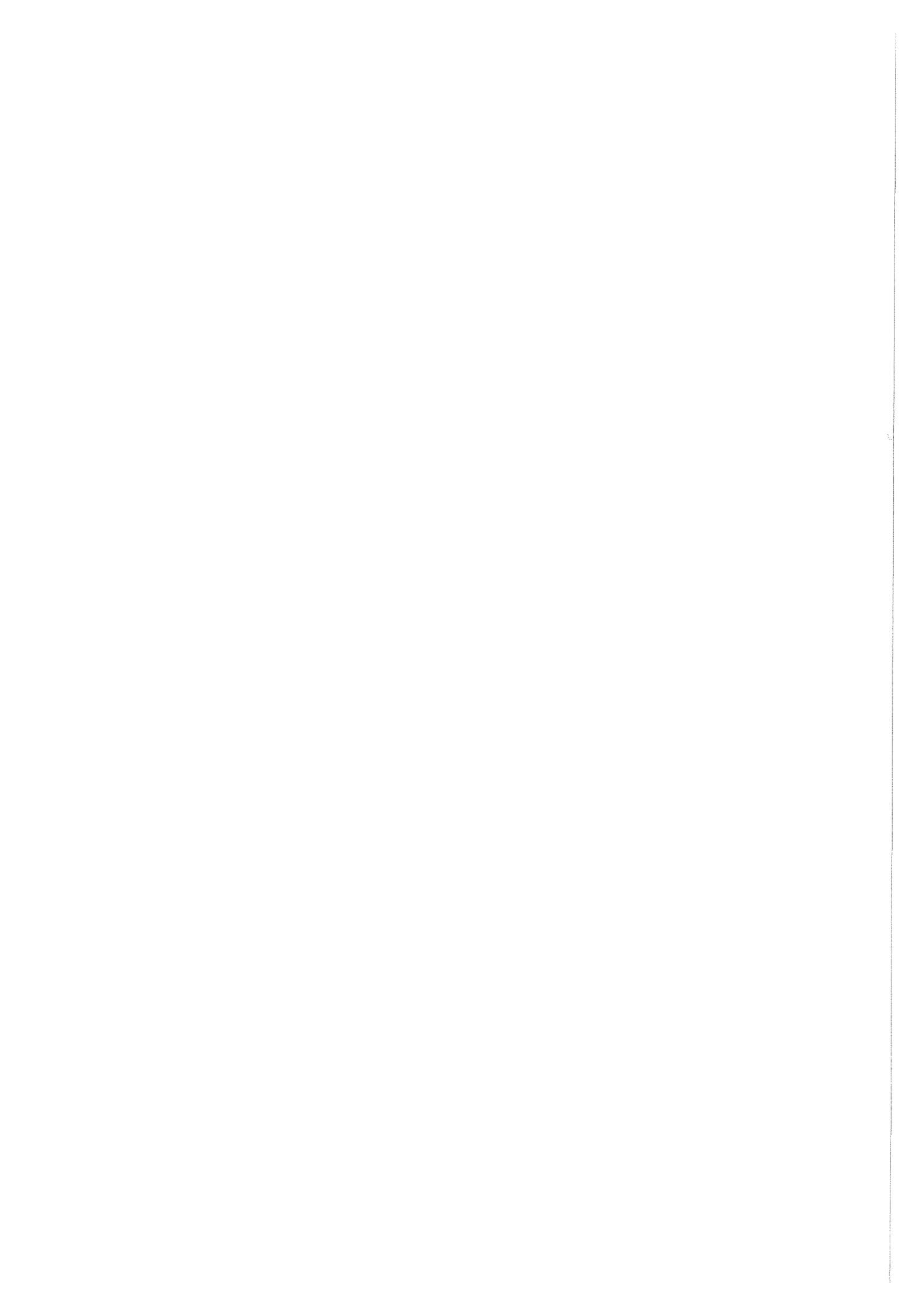
"	1-2,5m Tiefe	Fischa	"	-	-	-	-	-	100%	mittel	mittel	20%	-	jähriges)	viel?	flach-mittel	10%
P22	Litoral	Hinterland,	G28d	-	-	-	-	-	100%	stark	stark	10%	-	viel	wenig	mittel-steil	80-90%
"	Mitte+Litoral	östl.Gewä.	"	-	-	-	-	-	100%	sehr stark	sehr stark	100%	-	viel	viel	flach	0%
P23	Litoral	Hinterland,	G27d	-	-	-	-	-	100%	mittel	mittel	20%	-	viel (letz-	viel	mittel-flach	50%
"	Mitte (1,5m)	westl.Gewä.	"	-	-	-	-	-	100%	gering	gering	15%	-	wenig	wenig	flach	75%
P24	Litoral	Hinterland,	G28c	-	-	-	-	-	100%	sehr gering	sehr stark	10%	-	mittel	wenig	mittel-s.flach	90%
"	Mitte (2m)	mittl.Gewä.	"	-	-	-	-	-	100%	sehr gering	sehr stark	25%	-	viel	wenig	flach	90%
P25	Litoral+Mitte	Hanggewä.	E34a	-	-	33%	-	-	66%	s.s.gering	sehr stark	keine	-	massig	s. wenig	steil	90%
P26	Litoral	dynamischer	F33a	-	30%	-	-	-	70%	mittel	stark	10%	-	wenig	viel	flach	15%
"	Litoral+Mitte	Seitenarm	"	-	95%	-	-	-	5%	sehr hoch	gering?	10%	-	s. wenig	sehr viel	sehr flach	10%
P27	Litoral	dynamischer	F32a/b	-	80%	-	-	-	20%	mittel	kaum	10%	-	wenig	wenig	(sehr)flach	40%
"	Mitte (0,6m)	Seitenarm	"	-	90%	-	-	-	10%	hoch	wenig-mittel	10%	-	sehr wenig	wenig	(sehr)flach	40%
P28	Litoral	donau-ferner	G33c	10%	90%	-	-	-	-	sehr gering	-	-	-	-	s. wenig	mittel-flach	5%
"	1-2,5m Tiefe	Hauptarm	"	20%	80%	-	-	-	-	(Rollschotter)	-	-	-	-	s. wenig	mittel-steil	0%
P29	Litoral+Tiefe	Hauptarm	I33b/d	-	98%	-	-	2%	2%	gering	-	-	-	-	viel?	flach	0%
P30	Litoral+Tiefe	Hauptarm	i33d	-	10%	-	-	90%	90%	mittel-hoch	gering	75%	-	wenig	(sehr)viel	flach	30%
P31	Litoral	dynamischer	G35c	-	20%	-	-	80%	80%	mittel	mittel	50%	-	wenig	wenig-mittel	flach-mittel	30%
"	Mitte (60cm)	Seitenarm	"	-	95%	-	-	5%	5%	hoch	-	5%	-	wenig	(sehr)wenig	mittel-steil	20%
P32	Litoral	wenig dyn.	D48a/b	-	-	-	-	100%	100%	sehr gering	mittel	20%	-	mittel?	wenig-mittel	flach	20%
"	Mitte (1,2m)	Seitenarm	"	-	-	-	-	100%	100%	sehr gering	mittel	15%	-	mittel?	wenig?	sehr flach	20%
P33	Litoral	dynamischer	G38b	-	70%	10%	-	20%	20%	hoch?	-	10%	-	wenig	wenig?	prall-s.steil	20%
"	1-2,5m Tiefe	Hauptarm	"	20%	80%	-	-	-	-	hoch?	-	keine	-	sehr wenig	s. wenig	sehr steil	0%
P34	Litoral	(dynam.)	F42a/b	-	30%	-	-	70%	70%	mittel-hoch	-	keine	-	mittel	mittel?	s.steil-mittel	60%
"	Mitte (1,4m)	Zubringer	"	-	85%	-	-	15%	15%	(sehr)hoch	-	keine	-	wenig	mittel	sehr flach	60%
P35	Mitte (0,6m)	(dynam.)	F42d	-	30%	10%	-	60%	60%	mittel	gering-mittel	keine	-	viel	mittel	flach-steil	50%
"	Mitte (1,4m)	Zubringer	"	-	10%	-	-	90%	90%	(s-)gering	gering-mittel	70%	-	viel	mittel	sehr steil	50%
P36	Litoral	wenig dyn.	F19c	-	-	-	-	100%	100%	sehr hoch	gering	keine	-	mittel	wenig	mittel	95%
"	Mitte (1,5m)	Zubringer	"	-	5%	-	-	95%	95%	sehr hoch	gering	keine	-	mittel	wenig	mittel-flach	90%
P37	Litoral	isolierter	E13a	-	5%	-	-	95%	95%	hoch	mittel-stark	60%	-	wenig-mittel	sehr viel	sehr steil	15%
"	Mitte (60cm)	Allarm	"	-	50%	-	-	50%	50%	hoch	mittel-stark	60%	-	wenig-mittel	sehr viel	flach	15%



Abbildung 2: Freilanderhebung mit semiquantitativem Probennahmegerät (Foto Weigand).



Abbildung 3: Die donautypische und in Österreich vom Aussterben bedrohte Flußmuschelart *Unio tumidus* PHILIPSSON 1788 (Foto Weigand).



3.2. Kurzbeschreibung der Arten

Lithoglyphus naticoides: Das Vorkommen dieser Art im Untersuchungsgebiet entspricht ihren bekannten ökologischen Ansprüchen; charakterisiert Hauptarm und Einströmbereiche; hinsichtlich CPOM und Makrophyten können keine eindeutigen Präferenzen ausgemacht werden; sie kommt an den meisten arttypischen Standorten im Untersuchungsgebiet in hohen Individuenzahlen vor und fehlt nur an den extrem dynamischen Standorten (Sedimentumlagerungszone, Sedimenttyp 1); mit steigendem Feinsedimentanteil nimmt auch ihre Besiedlungsdichte merklich zu.

Es ist sehr erfreulich, daß diese in bezug auf die Wasserqualität sehr anspruchsvolle Art, welche aus diesem Grund noch bis zu Beginn der 80er Jahre in der Donau samt den Zuflüssen als verschollen galt (Wiederfunde an der March und Donau von FRANK (1983) und HABERLEHNER (1986)), sich nun anscheinend wieder völlig erholt hat. Es ist anzunehmen, daß diese Art auch in den geschützteren Litoralabschnitten (Feinsediment) des Donau-Flusses wieder heimisch ist.

Valvata piscinalis: Diese ausgesprochen euryöke Form kommt fast an allen Standortstypen vor und weist von allen Arten die höchste Vorkommenshäufigkeit auf. Zeigt keine Präferenzen hinsichtlich CPOM und Gewässersedimentbeschaffenheit.

Dreissena polymorpha: Diese Muschelart charakterisiert durch ihr Vorkommen die dynamischeren Abschnitte des Hauptarmes und z.T. der Einströmbereiche. Zeigt eine deutliche Bevorzugung der substratstabilen Grobsedimentzone (Sedimenttyp 3) und in etwas geringeren Maße des Mischsubstrates (Typ 4); weitere Kennzeichen ihres Vorkommens sind geringer Totholzanteil und geringer bis mäßig hoher Fallaubanteil.

Planorbarius corneus: Streng beschränkt auf wenig dynamische Seitenarme und isolierte, stark verlandende Altarme; höchster Totholzanteil und hohe Makrophytendichte unterstreichen dies; das starke Vorkommen bei "sehr wenig" Makrophyten ist auf einen Standort zurückzuführen, welcher an sich makrophytenreich ist, jedoch einen kleinen, stark beschatteten, totholzreichen und daher makrophytenarmen Abschnitt aufweist (P22); in bezug auf das Fallaub indifferent.

Ancylus fluviatilis: Das Verbreitungsbild dieser Art im Untersuchungsgebiet (vorwiegend in den Einströmbereichen und in der Donau) entspricht gut ihrer bekannten ökologischen Ansprüche; in der Fischa fehlt sie mangels Hartsubstrat und im Seitenarm tritt sie nur an Standorten mit hoher Dynamik und hohem Grobsedimentanteil auf; diese Art eignet sich also gut zur Kennzeichnung dynamischer Gewässer(abschnitte) mit Hartsubstrat; an Standorten mit sehr geringem bis völlig fehlendem Makrophytenaufkommen, geringem Fallaub- und Totholzanteil ist sie nur vereinzelt anzutreffen.

Physella acuta: An allen Standortstypen vertreten, fehlt aber in den stark verlandenden Altarmen des Hinterlandes und in den beiden Referenzgewässern (Donau und Fischa). Diese Art läßt keine deutliche Präferenz hinsichtlich der Sedimentzusammensetzung (aber eher zu höheren Feinsedimentanteil tendierend) und Makrophytenanteil erkennen, hingegen bevorzugt sie Gewässer mit höheren Anteilen an Fallaub und Totholz.

Bithynia tentaculata: Euryök und daher im Augebiet weit verbreitet; keine deutliche Präferenz in bezug auf das vorherrschende Bodensubstrat festzustellen (fehlt lediglich in den Sedimentumlagerungszonen); etwas häufiger in Abschnitten mit geringem CPOM- und Makrophytenanteil.

Anisus vortex: Der Schwerpunkt liegt eindeutig in den stark verlandenden Altarmen im Hinterland ("stark isolierte Tümpel") und in den Seitenarmen. Die anderen Vorkommen betreffen geschützte Gewässerabschnitte (eventuell auch verdriftete Exemplare). Bevorzugt Sedimenttypen mit hohem Feinsedimentanteil, Standorte mit hohem Totholz- und mittlerem bis hohem Fallaubanteil; hinsichtlich Makrophytendichte eher indifferent.

Lymnaea stagnalis: Tritt meist in auf Seitenarmen und stärker isolierte Altarmen auf (vergesellschaftet mit *P. corneus*), kommt allerdings auch im Hauptarm und in den Einströmbereichen vor (in geringen Individuenzahlen an Standorten geringer Wasserströmung und -dynamik). Bevorzugt eindeutig Biotope mit hohem Weichsediment- und Totholzanteil, keine eindeutigen Präferenzen bei Fallaub und Makrophyten. Als Bewohner der Gewässerbodenoberfläche wird sie durch Hochwasserereignisse leicht ausgespült. Aus diesem Grund tritt sie im Hauptarm des Augebietes in stark schwankenden Besiedlungsdichten auf (ÜBL et al. 1995).

Pisidium subtruncatum: Euryök, daher auch in allen Gewässertypen vertreten; indifferent hinsichtlich Sedimentbeschaffenheit, Makrophyten und Totholz; scheint höheren Falllaubanteil zu bevorzugen.

Radix ovata: Zeigt im Untersuchungsgebiet, entgegen den Literaturangaben (nicht einheitlich wegen der unklaren Abgrenzung und Verwechslung mit *R. peregra*) keine deutliche Präferenz hinsichtlich des Sedimenttyps. Bevorzugt Standorte mit geringem Makrophytenanteil, ansonsten indifferent. Im Litoral des Hauptarmes (vor allem im Bereich der Wasseranschlagslinie) kann diese Art bei längerer Absenz von Hochwasserereignissen in hoher Dichte angetroffen werden (ÜBL et al. 1995).

Sphaerium corneum: Empfindlich gegen hohe Anteile an CPOM und Makrophyten; keine Präferenz bezüglich des Gewässersediments; in allen Gewässertypen.

Pisidium henslowanum: Fehlt in den isolierten, stark verlandenden Altarmen; erträgt hohe CPOM-Anteile; eventuell Präferenz für den Gewässersediment-Typ 2.

Pisidium casertanum: In allen Gewässertypen; erträgt hohe CPOM-Anreicherung, indifferent bezüglich Gewässersedimentzusammensetzung und Makrophyten.

Radix auricularia: Fehlt in den isolierten, stark verlandenden Altarmen, das Hauptvorkommen liegt im Hauptarm; keine Präferenz hinsichtlich des Gewässersediments; die Empfindlichkeit gegen organische Belastung schlägt sich in der Bevorzugung von Standorten mit geringem CPOM nieder; indifferent gegenüber Makrophyten.

Pisidium nitidum: In allen Gewässertypen (ausgenommen Donau und Fischa) mehr oder weniger stark vertreten; erträgt hohen CPOM-Anteil, aber nur geringen Makrophytenbesatz; die Präferenz zum Gewässersediment ist unklar.

Planorbis planorbis: Kennzeichnet vorwiegend Seitenarme und Verlandungsgewässer (isolierte Tümpelketten); auch in den Einströmbereichen. Hoher Feinsedimentanteil, mittlere bis höhere Makrophytendichte und hoher CPOM-Anteil kennzeichnen die Standorte dieser Art.

Unio pictorum: Streng beschränkt auf Hauptarm und Einströmbereiche; neben den Feinsubstratböden auch in Gewässern mit Mischsubstrat (Grob- und Feinsediment) in hoher Dichte auftretend; Standorte mit mittleren CPOM-Anteil; bezüglich der Makrophyten indifferent.

Gyraulus albus: In allen Gewässertypen vertreten; den höchsten Anteil in den Seitenarmen; stellenweise auch im Hauptarm zahlreich (Hinweis auf die *Radix auricularia*-*Gyraulus albus*-Gesellschaft); bevorzugt hohen Feinsedimentanteil, dichten Makrophytenbesatz und Standorte mit mittlerer und höherer CPOM-Ansammlung.

Pisidium casertanum ponderosum: In Gewässern mit zeitweise stärkerer Strömung in deutlich größerer Häufigkeit auftretend; leichte Präferenz für Gewässer mit Mischsubstrat (Typ 4); indifferent in bezug auf CPOM und Makrophyten.

Anodonta anatina: Im hohen Maße ist die Verbreitung dieser Art ident mit jener von *Unio pictorum*; geringfügig stärker im Hauptarm vertreten, zudem war auch ein geringes Vorkommen in den Seitenarmen zu beobachten.

Pisidium supinum: Als streng fließwassergebundene Art deutlich auf Hauptarm und Einströmbereiche beschränkt; erreicht in Gewässern mit Mischsubstrat (Typ 4) einen leicht höheren Individuenanteil; hinsichtlich CPOM keine eindeutige Präferenz festzustellen; verstärkt in Gewässern mit geringem Makrophytenbesatz.

Pisidium moitesserianum: Diese Art beschränkt sich im Augebiet auf Hauptarm und Einströmbereiche; auch im Referenzgewässer Fische vorkommend; bevorzugt Gewässer mit Mischsediment (Typ 4) und Böden mit höheren Feinsedimentanteilen (Typ 5); ein vergleichsweise geringerer Makrophytenbesatz und geringer bis mittlerer CPOM-Anteil kennzeichnen die Standorte dieser Art.

Stagnicola palustris: Im Hauptarm weitgehend absent; Hauptvorkommen in den Seitenarmen und Einströmbereichen, erreicht aber auch in der Gewässergruppe "stark verlandende Altarme (Autümpel)" einen beachtlichen Anteil; besiedelt verstärkt Standorte mit höherem

Feinsediment- und hohem CPOM-Anteil, und ist auch in Gewässern mit hohem Makrophytenbesatz zu beobachten.

Anisus vorticulus: Das Verbreitungsbild ist nicht ganz eindeutig; fehlt in den stark dynamischen Einströmbereichen; diese Art müßte in bezug ihrer Autökologie verstärkt in den stark verlandenden Altarmen anzusiedeln sein, tritt hier aber nicht wesentlich stärker hervor; das relativ starke Vorkommen in den Seitenarmen und im Hauptarm betrifft vorwiegend geschützte Gewässerzonen; eindeutig ist die Präferenz für Feinsediment-Standorte mit hohem CPOM-Anteil; nicht an Makrophyten gebunden.

Potamopyrgus antipodarum: Diese Art, welche eine weite ökologische Amplitude aufweist, hat sich innerhalb kürzester Zeit über ganz Europa mit großem Erfolg ausgebreitet; im Untersuchungsgebiet lassen sich keine deutlichen Präferenzen hinsichtlich Makrophyten und CPOM beobachten; in bezug auf das Gewässersediment läßt sich eine leichte Bevorzugung des Grobsubstrates feststellen.

Galba truncatula: Diese Art weist im Untersuchungsgebiet ein lückenhaftes Verbreitungsbild auf und dürfte nur in den Seitenarmen - in geschützten Zonen mit Verlandungstendenz - von höherer Bedeutung sein; dementsprechend bevorzugt auf Feinsedimentstandorten mit hohen CPOM-Anteilen und höherem Makrophytenbesatz.

Acroloxus lacustris: Lückenhaft verbreitet; bemerkenswert ist der hohe Individuenanteil in den Probenstandorten, welche sich durch eine sehr geringe Makrophytendichte auszeichnen; bevorzugt in Gewässern mit Misch- bis Feinsubstratböden und geringer CPOM-Ansammlung.

Unio tumidus: Auf Hauptarm und Einströmbereiche beschränkt; fast ausschließlich im Mischsubstrat mit wenig bis mittlerer Makrophytendichte vorkommend; erträgt auch höhere CPOM-Ansammlung.

Radix ampla: Schwerpunkt in Hauptarm und Einströmbereichen; eher auf Feinsediment; bevorzugt auf Standorten mit geringer CPOM-Ansammlung; in bezug auf die Makrophyten indifferent.

Planorbis carinatus: Lückig verbreitet; wäre bezüglich ihrer Autökologie wohl am ehesten in den isolierten verlandenden Altarmen zu erwarten gewesen, fehlt hier aber weitgehend; ausnahmslos beschränkt auf Feinsediment mit hohem CPOM-Anteil, aber geringem Makrophytenbesatz.

Gyraulus laevis: Nur im Hauptarm und in den Einströmbereichen auf Mischsubstrat; erträgt höhere CPOM-Anteile und mittleren Makrophytenbesatz.

Musculium lacustre: Am stärksten in den Hinterlandgewässern vertreten; Funde allerdings zu dürftig um wirklich konkrete Angaben machen zu können.

Aufgrund des zu geringen, seltenen und/bzw. verstreuten Vorkommens lassen folgende Arten keine ausreichende Beurteilung zu: *Stagnicola turricula*, *Hippeutis complanatus*, *Radix peregra*, *Valvata cristata*, *Sphaerium rivicola*, *Stagnicola corvus*, *Pseudanodonta complanata*, *Gyraulus acronicus*, *Aplexa hypnorum*, *Pisidium obtusale* und *Viviparus contectus*.

Tab. 4: (nächste Seite) Autökologische Parameter (Zuordnung nach FRÖMMING 1956, HÄSSLEIN 1966, REAVELL 1980, FALKNER 1990, FOECKLER 1990 und NESEMANN & REISCHÜTZ 1994), Gefährungsgrad nach der Roten Liste gefährdeter Mollusken in Österreich und Niederösterreich (FRANK & REISCHÜTZ 1990), relative Verteilung und Vorkommenshäufigkeit der aquatischen Molluskenarten im Untersuchungsgebiet; die Arten sind nach ihrer Häufigkeit gereiht.

Tab. 3. (Datei: AU95TX.xls, weigand 1996)		Verbreitungstyp	Gewässertyp	Bevorzugtes Substrat	Ernährungstyp	Gefährdungsgrad in Ö	Gefährdungsgrad in NÖ	Relative Häufigkeit der Arten (%)	Vorkommenshäufigkeit (%)
Taxa									
1	<i>Valvata piscinalis</i>	pal	A/F	Boden	detritivor	Kat. 3	Kat. 3	9,19	83,8
2	<i>Radix ovata</i>	pal	F/A	Steine	omnivor	ug	Kat. 4	1,83	70,3
3	<i>Physa acuta</i>	med	L(F)			Kat.B.4/ug	B.4	3,74	64,9
4	<i>Pisidium henslowanum</i>	pal	F/A	Boden	Filterierer	Kat. 3	Kat. 3	6,31	62,2
5	<i>Bithynia tentaculata</i>	pal	A/F/P	-	detritivor	ug	ug	2,58	59,5
6	<i>Pisidium casertanum</i>	kosm	F/Q	Boden	Filterierer	ug	ug	2,61	56,8
7	<i>Lymnaea stagnalis</i>	hol	A/P	Pflanzen	omnivor	Kat. 4	Kat. 4	1,28	56,8
8	<i>Pisidium subtruncatum</i>	hol	A/F	Boden	Filterierer	ug	ug	2,92	54,1
9	<i>Gyraulus albus</i>	w-pal	A/F	Pflanzen	herbivor	Kat. 4	Kat. 4	1,33	51,4
10	<i>Sphaerium corneum</i>	pal	A/F	Boden	Filterierer	Kat. 4	Kat. 4	3,33	48,6
11	<i>Radix auricularia</i>	pal	A-i	Pflanzen	herbivor	Kat. 4	Kat. 4	1,71	48,6
12	<i>Lithoglyphus naticoides</i>	pont	F	Boden	detritivor	Kat. 2	Kat. 2	16,30	45,9
13	<i>P. casertanum ponderosum</i>	kosm	F-i	Boden	Filterierer	ug	ug	2,09	45,9
14	<i>Dreissena polymorpha</i>	pont-m-eur	F/A	Steine	Filterierer	ug	ug	22,06	43,2
15	<i>Pisidium supinum</i>	eur-sib	F-i	Boden	Filterierer	Kat. 2	Kat. 2	2,92	40,5
16	<i>Anodonta anatina</i>	eur-sib	F/A	Boden	Filterierer	Kat. 4	Kat. 3/4	2,37	37,8
17	<i>Anisus vortex</i>	eur-sib	A/P	Pflanzen	herbivor	Kat. 3	Kat. 3	1,75	35,1
18	<i>Unio pictorum</i>	eur	F/A	Boden	Filterierer	Kat. 3	Kat. 3	2,43	35,1
19	<i>Pisidium nitidum</i>	hol	F/A	Boden	Filterierer	Kat. 3	Kat. 3	2,10	35,1
20	<i>Pisidium moitessierianum</i>	eur	A/F	Boden	Filterierer	Kat. 2	Kat. 2	1,30	32,4
21	<i>Galba truncatula</i>	hol	A/P	Pflanzen	omnivor	ug	ug	0,68	29,7
22	<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	ug.	F(L)	B / Steine		Kat. B.4	Kat. B.4	0,61	29,7
23	<i>Stagnicola palustris</i>	w-pal	L/S	B (Schluff)		Kat. 3	Kat. 3	0,48	27,0
24	<i>Ancylus fluviatilis</i>	eur	F/Q	Steine	Grazer	ug	ug	1,18	24,3
25	<i>Gyraulus laevis</i>	n-m-eur	L	Pflanzen	herbivor	Kat. 3	Kat. 2	0,66	24,3
26	<i>Planorbis planorbis</i>	w-pal	P/A	Pflanzen	herbivor	Kat. 4	Kat. 4	0,95	24,3
27	<i>Anisus vorticolus</i>	o-u.m-eur	A-i	Pflanzen	herbivor	Kat. 1	Kat. 1	0,38	21,6
28	<i>Acroloxus lacustris</i>	eur-sib	A-i	Pflanzen	Grazer	Kat. 3	Kat. 4	0,42	21,6
29	<i>Unio tumidus</i>	nw-o-eur	F(L)	Boden	Filterierer	Kat. 1	Kat. 1	0,73	21,6
30	<i>Radix ampla</i>	o-u.m-eur	A/F	Pflanzen	omnivor	Kat. 3	Kat. 3	0,38	21,6
31	<i>Planorbarius corneus</i>	eur-sib	A/P	Pflanzen	herbivor	Kat. 4	Kat. 4	2,07	21,6
32	<i>Planorbis carinatus</i>	eur	A/P	Pflanzen	herbivor	Kat. 4	Kat. 4	0,19	18,9
33	<i>Hippeutis complanatus</i>	w-pal	A/P	Pflanzen	herbivor	Kat. 3	Kat. 3	0,12	16,2
34	<i>Musculium lacustre</i>	pal	P/A	Boden	Filterierer	Kat. 3	Kat. 3	0,12	13,5
35	<i>Stagnicola turricula</i>	danub	A/P/T	Pflanzen	omnivor	Kat. 2?	Kat. 2	0,07	13,5
36	<i>Sphaerium rivicola</i>	o-u.m-eur	A/F	Boden	Filterierer	Kat. 1	Kat. 1	0,14	10,8
37	<i>Valvata cristata</i>	pal	P	Pflanzen	detritivor	Kat. 3	Kat. 3	0,10	10,8
38	<i>Radix peregra</i>	pal	A/F/P	Pflanzen	omnivor	ug	ug	0,12	8,1
39	<i>Gyraulus crista</i>	hol	A-i	Pflanzen	herbivor	Kat. 4	Kat. 4	0,03	8,1
40	<i>Stagnicola corvus</i>	eur	A/P	Pflanzen	omnivor	Kat. 3	Kat. 3	0,01	2,7
41	<i>Pseudanodonta complanata</i>	eur	F/A	Boden	Filterierer	Kat. 1	Kat. 1	0,03	2,7
42	<i>Gyraulus acronicus</i>	sib-bor-alp	A/P	-	herbivor	Kat. 3	Kat. 3	0,01	2,7
43	<i>Pisidium obtusale</i>	pal	P/S	Boden	Filterierer	ug	ug	0,01	2,7
44	<i>Viviparus contectus</i>	(o-)eur	A/P	Boden	detritivor	Kat. 3	Kat. 3	0,01	2,7
45	<i>Aplexa hypnorum</i>	hol	P	Pflanzen	herbivor	Kat. 3	Kat. 3	0,01	2,7
46	<i>Unio pictorum/tumidus (juv.)</i>			Boden	Filterierer	Kat.3 / 1	Kat.3 / 1	0,34	
Legende/Abkürzungen/Anmerkungen:									
Verbreitungstyp: pal (palaarktisch), eur (europäisch), hol (holarktisch), med (mediterran), sib-bor-alp (sibir-boreo-alpin), kos (kosmopolitisch), pont (pontisch), w-, n-, o-, s- (Himmelsrichtungen), ug. (ungenügend bekannt, autochthon in Neuseeland)									
Gewässertyp: L (stehendes Gewässer), F (Fließgewässer), A (dauerhafte Gewässer), P (periodische Gewässer), Q (Quellen)									
Bevorzugtes Substrat: Boden (B, Bodensubstrat), Sumpf (Sumpfbereich), i (indifferent)									
Rote Liste gefährdeter Arten Österreichs (Ö) und Niederösterreichs (NÖ) - Einstufung 1990 (FRANK & REISCHÜTZ 1994):									
Gefährdungsgrade: Kat. 1 (vom Aussterben bedroht), Kat. 2 (stark gefährdet), Kat. 3 (gefährdet), Kat. 4 (potenziell gefährdet), B.4 (faunengeographisch fremde Art), ug. (ungenügend erforscht)									
Gesamthäufigkeit: relative Verteilung der Gesamtindividuenzahl im Untersuchungsgebiet (37 Probenstellen)									
Vorkommenshäufigkeit: Stetigkeit des Vorkommens (Prozentanteil besiedelter Probenstellen, n=37)									

Gefährdungskategorien

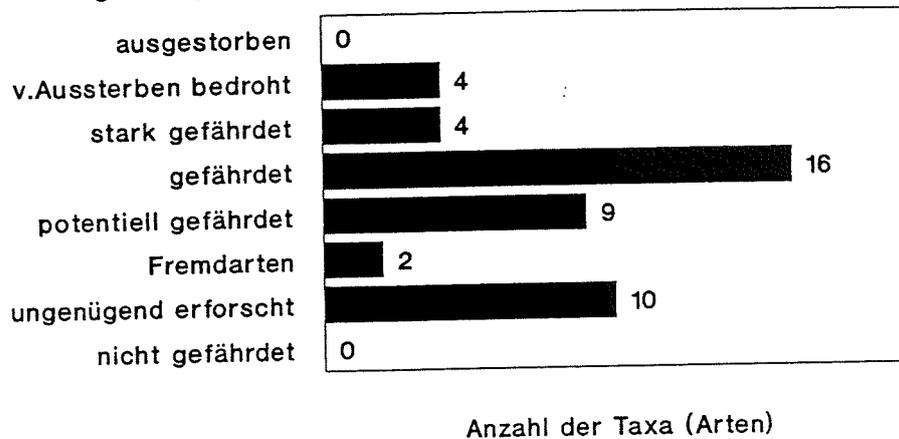


Abb. 4. Bundesweiter Gefährdungsgrad (Einstufung nach FRANK & REISCHÜTZ 1990) der im Untersuchungsgebiet nachgewiesenen Mollusken. Kurzdefinition der Gefährdungskategorien: ausgestorben, ausgerottet oder verschollen (Kat. 0); vom Aussterben bedroht (Kat. 1); stark gefährdet (Kat. 2); gefährdet (Kat. 3); potentiell gefährdet (Kat. 4); artgeographisch fremde Arten (Kat. B.4); angegeben werden auch jene autochthonen Arten, welche aufgrund des zu geringen Kenntnisstandes keine Einstufung erlauben (Kat. ug).

3.3. Artenzahl, Diversität, Häufigkeitsverteilung und Abundanz

Insgesamt konnten im Untersuchungsgebiet 29 Arten Wasserschnecken und 15 Arten (zusätzlich eine Unterart) Muscheln nachgewiesen werden (Tab. 2). Nach dem Verlauf der Artensummenkurven (Abb. 5) ist anzunehmen, daß im Hauptarm des Untersuchungsgebietes das gesamte Artenspektrum erfaßt wurde. Innerhalb der Einströmbereiche und im besonderen der sehr isolierten Gewässer (kleine Autümpel, stark verlandende Altarme und in geschützten Seitenarm-Buchten) ist aber anzunehmen, daß bei Erhöhung der Probenzahl noch einige wenige Arten mit geringer Vorkommenshäufigkeit erfaßt werden könnten. Diese Annahme stützt sich auch auf die Literaturangaben von FRANK (1981, 1982, 1987) und REISCHÜTZ (1985).

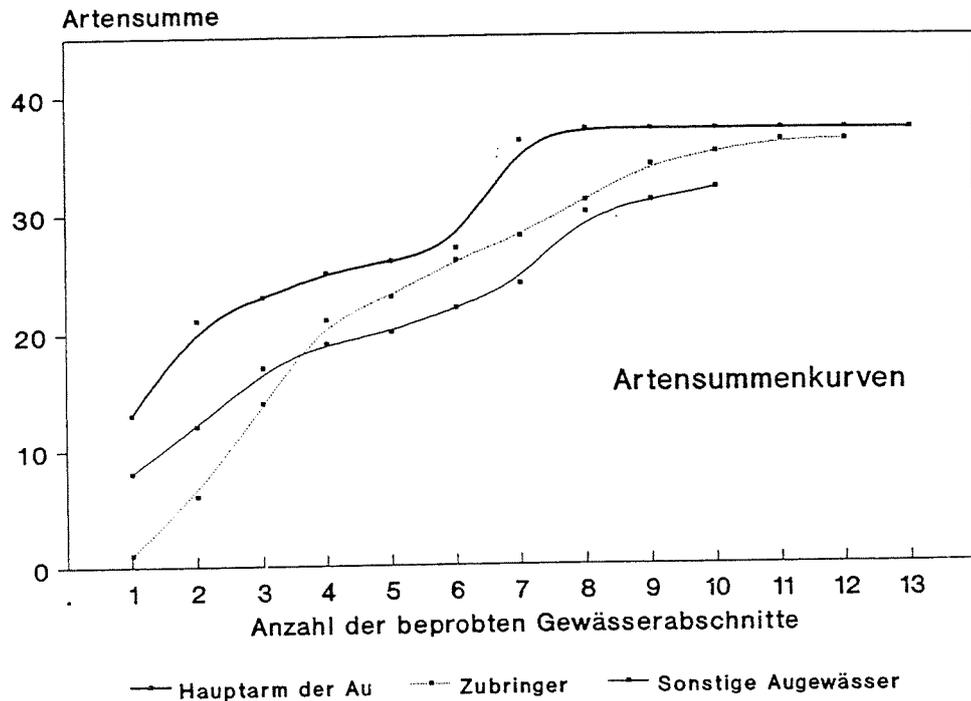


Abb. 5. Artensummenkurve im Hauptarm der Au (13 untersuchte Gewässerabschnitte), in den Einströmbereichen (Verbindungsgewässer zwischen Donau-Fluß und Hauptarm, 11 Probenstellen) und sonstigen Augewässern (Seiten- und Altarme, 13 Probenstellen).

In **Anzahl von Arten** und Höhe der **Diversität** hebt sich der Probenstandort P17 von den übrigen ab. Es handelt sich hierbei um einen wenig dynamischen Abschnitt des Hauptarmes bei Maria Ellend, unterhalb der Traverse. Das Gewässer weist eine ausgeprägte Mischfauna auf, indem sowohl Elemente des Hauptarmes als auch jene von isolierteren Gewässern (Altarme, Autümpel) wie *Musculium lacustre*, *Hippeutis complanatus*, *Planorbis carinatus* und *Valvata cristata* auftreten. Im Vergleich zum Hauptarm besteht hier der Gewässerboden ausnahmslos aus Feinsediment, welcher zudem von wesentlich lockerer Konsistenz ist. Ein hoher CPOM-Anteil (v.a. Fallaub) bietet gute strukturelle und ernährungsspezifische Bedingungen. Auch das Gewässer mit der zweithöchsten Diversität entspricht von der Habitatausstattung in hohem Maße dem obig beschriebenen. Es handelt sich um einen charakteristischen Altarm ("geschützter großer Seitenarm"), welcher unmittelbar am Hauptarm liegt (Probenstelle P32).

Tab. 5. Artenzahl, Diversität, Äquität (Evenness) und semiquantitative Besiedlungsdichte der Molluskenfauna in den 37 untersuchten Gewässer bzw. Gewässerabschnitten (P01-P37) des Untersuchungsgebietes.

Tab. 5. Datei AU96-%.xls, Weigand & Stadler, Okt.1996						
Probenstelle (Bezeichnung, geographische Lage) Gewässertyp	Quadrant	Kurz- bez.	Abundanz ca. Ind./m ²	Taxa- zahl	Evenness (E)	Diversität (H')
Hauptarm - bei Maria Ellend	D12a/b	P17	204	28	0,83	2,78
Seitenarm - wenig dynamisch	E48a/b	P32	128	19	0,86	2,53
Hauptarm - bei Regelsbrunn	D48b	P10	347	23	0,80	2,52
Einströmbereich - sehr dynamisch	i28a	P05	82	20	0,81	2,43
Einströmbereich - sehr dynamisch	D51d	P09	694	22	0,78	2,41
Hauptarm - bei Regelsbrunn	D51c/d	P08	532	19	0,82	2,40
Hauptarm - bei Haslau	H28c	P16	441	21	0,76	2,33
Hauptarm - bei Maria Ellend	D9c	P20	155	16	0,83	2,31
Hauptarm bzw. Einströmbereich - Mitterhaufen	i29c/d	P14	254	23	0,72	2,27
Seitenarm - wenig dynamisch	E13d	P19	91	16	0,81	2,25
Seitenarm - wenig dynamisch	E13a	P37	116	16	0,80	2,22
Seitenarm - sehr dynamisch	G35c	P31	80	15	0,82	2,21
Einströmbereich - sehr dynamisch	F42d	P35	44	14	0,82	2,17
Seitenarm - sehr dynamisch	F32a/b	P27	43	12	0,85	2,11
Hauptarm - Mitterhaufen, Strömungsabschnitt	H30a	P15	87	13	0,81	2,09
Einströmbereich - wenig dynamisch	D49a/b	P07	107	14	0,79	2,08
Einströmbereich - sehr dynamisch	F42a/b	P34	21	10	0,90	2,07
Hauptarm - Mitterhaufen, geschützte Bucht	i33d	P30	134	14	0,78	2,06
Seitenarm - sehr dynamisch	F33a	P26	91	13	0,80	2,06
Hauptarm Mitterhaufen, dynam.	G38b	P33	73	12	0,83	2,05
Einströmbereich - wenig dynamisch	H24b	P01	278	24	0,59	1,88
Hinterlandgewässer mit Grundw.-Austritten	E34a	P25	83	11	0,77	1,84
Einströmbereich - wenig dynamisch	H25c	P12	280	18	0,63	1,83
Einströmbereich - wenig dynamisch	F19c	P36	58	10	0,79	1,82
Fließgewässer Fische	E5d	P21	462	11	0,74	1,78
stark verlandeter Altarm im Hinterland	G28c	P24	57	11	0,74	1,77
stark verlandeter Altarm im Hinterland	G28d	P22	103	9	0,78	1,70
Einströmbereich - wenig dynamisch	E16a	P18	28	10	0,73	1,68
Hauptarm Mitterhaufen, dynam.	i33b/d	P29	6	5	0,97	1,56
stark verlandeter Altarm im Hinterland	G27d	P23	143	8	0,75	1,56
Donau-Fluß (Bucht und Pool beim Blockwurf)	H23b/d	P02	204	8	0,73	1,52
Einströmbereich - wenig dynamisch	H26a/c	P13	10	6	0,84	1,50
Hauptarm - bei Haslau	G23c	P11	1118	22	0,43	1,34
Hauptarm - bei Regelsbrunn	D46d	P06	1054	19	0,37	1,10
Donau-Fluß (Fließabschnitt, Litoral)	H23b	P03	2	1	0	0
Einströmbereich - sehr dynamisch	i28a	P04	1	1	0	0
Hauptarm - Mitterhaufen, Sedimentumlagerung	G33c	P28	1	1	0	0
Summe Probenstellen		P1-P37	205,7	45	0,84	3,21

Die relative Häufigkeitsverteilung der Arten im gesamten Untersuchungsgebiet wurde aufgrund der sehr unterschiedlichen Gewässer und Individuenzahlen der einzelnen Untersuchungsstandorte verschiedenartig berechnet. Die in Abb. 6 gewählte Berechnung weist individuenreiche Probenstellen stärker (betrifft im besonderen *L. naticoides* und *D. polymorpha*) bzw. individuenarme schwächer (z.B. *Ancylus fluviatilis*) aus. Die speziell auf die definierten Gewässergruppen relativierten Berechnungen geben ein wesentlich naturnaheres Abbild der Gesamthäufigkeit wieder (siehe Tab. 6, 7, 8 und 10).

Die höchsten **Abundanzen** wurden im Hauptarm vorgefunden und stehen in Zusammenhang mit der hyperdominant auftretenden Muschelart *Dreissena polymorpha*, die in der Nähe der Sedimentübergangszone die substratstabilen Schotterbänke aggregiert besiedelt (Tab. 5, vgl. Probestellen P06 und P11; Abb. 6); die Diversität und Äquität ist sehr gering. Die dritthöchste Besiedlungsdichte wurde in einem der fünf untersuchten "dynamische Einströmbereiche" (Probenstelle P09), welche ausgedehnte Schotter und Kiesflächen aufweist, vorgefunden. Die Dichte ist hier um ein Vielfaches höher als in den 4 Vergleichsgewässern (Tab. 5) und ist wahrscheinlich auf den hohen CPOM-Anteil (vorwiegend Fallaub, großteils bereits im fortgeschrittenem Abbaustadium) im Gewässer zurückzuführen. Neben der Fließwasserform *Lithoglyphus naticoides* und der euryöken Art *Valvata piscinalis* haben auch einige *Pisidium*-Arten maßgeblichen Anteil an den hohen Abundanzen. Auch die Diversität und Äquität ist (sehr) hoch.

Nach der Höhe der Besiedlungsdichte läßt sich als nächstes eine Gruppe bestehend aus den Feinsedimentabschnitten des Hauptarmes und dem Fließgewässer Fische abgrenzen. Die hohen Abundanzen beruhen wiederum auf *Lithoglyphus naticoides* und *Valvata piscinalis* sowie auf mehreren *Pisidium*-Arten (alle diese Arten bevorzugen Feinsubstratböden).

Einströmbereiche, Seitenarme, weiters die stark verlandenden Altarme (Autümpel) und im besonderem Maße die sehr dynamischen Gewässer der beiden Hauptarme beim Mitterhaufen (Zone der Sedimentumlagerung) weisen eine bereits deutlich geringere Besiedlungsdichte, Artenzahl und Diversität auf (Tab. 5).

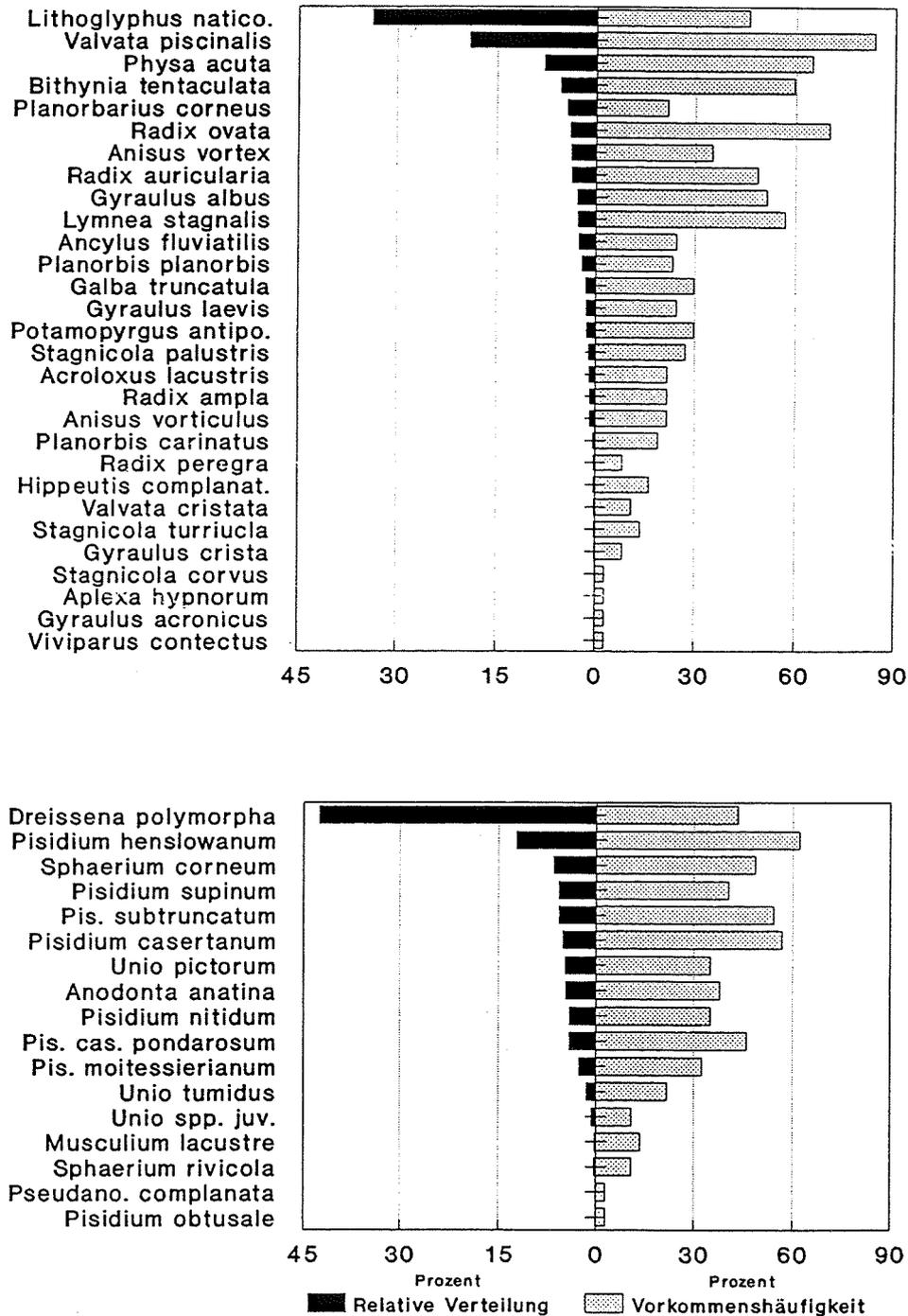


Abb. 6. Relative Verteilung (prozentualer Anteil an der Gesamtindividuenzahl) und Vorkommenshäufigkeit (prozentualer Anteil besiedelter Gewässer) der Wassermollusken im Untersuchungsgebiet (37 Probenstellen); Abb. oben: Gastropoda (Schnecken); Abb. unten: Bivalvia (Muscheln).

3.4. Verteilung der Fauna in bezug auf das Bodensubstrat

Wie aus der Ähnlichkeitsmatrix (Tab. 6) gut ersichtlich ist, fällt innerhalb der 7 Gewässersediment-Typen der Typus 1 "Zone mit dynamischer Schotterumlagerung" aufgrund der extremen Arten- und Individuenarmut klar heraus (vergl. Abb. 7). Zu den vorkommenden Arten zählen die Fließgewässerform *Ancylus fluviatilis* und die euryöke *Bithynia tentaculata*.

Als zweiter Sediment-Typ lassen sich die in den seichten Abschnitten liegenden "kompakten Schotterzonen mit Aufwuchs" abtrennen, wobei bereits eine hohe Ähnlichkeit mit dem Typus der Mischsubstrat- und Feinsubstratböden gegeben ist. Der Grund für die relative Isolation liegt im stärkeren Vorhandensein von *Ancylus fluviatilis*, in etwas geringerem Maße am Vorkommen von *Potamopyrgus antipodarum* und eventuell auch im weitgehenden Fehlen von *Sphaerium corneum*. Die weiteren vorkommenden Arten sind vorwiegend euryöke Formen, die auch in einigen anderen Sedimenttypen in höherer Zahl auftreten. Weist dieser Sedimenttypus eine heterogene geomorphologische Ausgestaltung auf, so tritt in den Kolken eine reichhaltige CPOM-Akkumulation (vorwiegend Fallaub, z.T. bereits stark abgebaut) auf. Dieser Umstand führt in strömungsgeschützteren Kolken zur Etablierung einer außerordentlich individuenreichen und diversen Fauna (vgl. Tab. 5 (P09) und Abb. 7).

Typus 3 "Sediment mit geringem Feinsedimentanteil" zeigt die größte Ähnlichkeit mit dem Typus 4 "hoher Anteil von Fein- und Grobsubstrat (Mischsubstrat)". Die Ähnlichkeiten zu den Typen mit weiter zunehmendem Feinsedimentanteil (Typ 5 und 6) nehmen graduell ab; große Unähnlichkeit besteht zur Fauna der isolierten Altarme des Hinterlandes (Typ 7). Dies kann durch den bei diesen Typen sukzessive zunehmenden Anteil an reinen Stillwasserarten bzw. durch das allmähliche Verschwinden von auch (langsames) Fließwasser besiedelnden Arten erklärt werden. Die hohen Abundanzen dieses Sedimenttyps werden durch *Dreissena polymorpha*, die in manchen Abschnitten ausgedehnte Muschelbänke ausbildet, hervorgerufen (Tab. 6, Abb. 7).

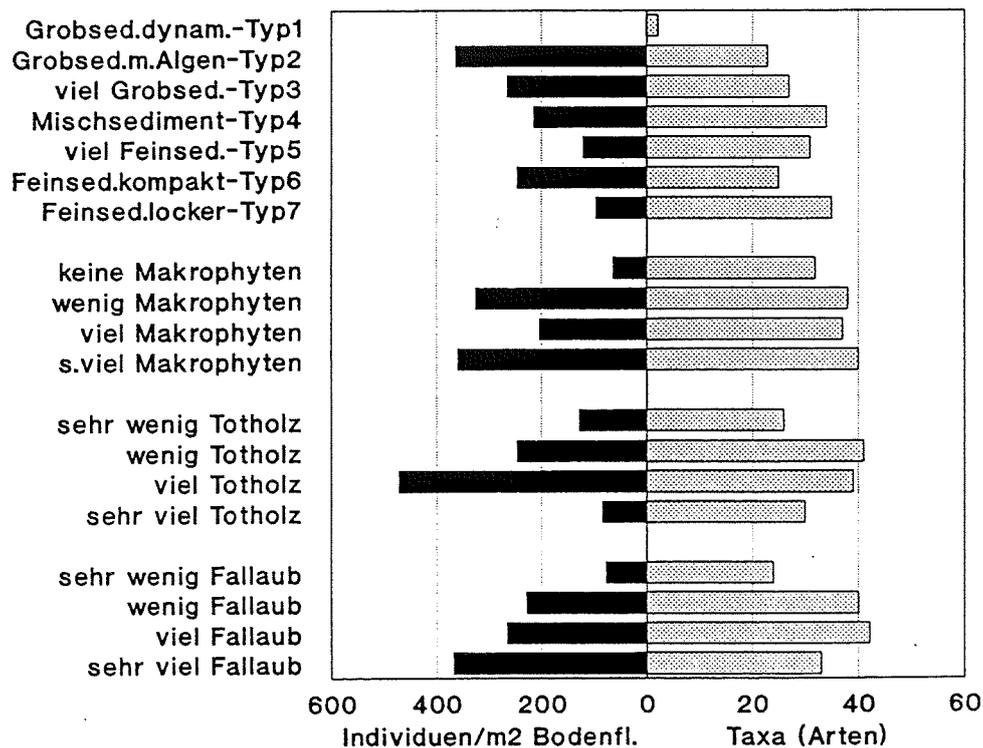


Abb. 7. Semiquantitative Abundanz (Individuen pro m² Gewässerbodenfläche) und Artenanzahl in den nach dem Gewässerbodensediment und quantitativem Anteil von Makrophyten und CPOM (Totholz, Fallaub) definierten Gewässerguppen (genaue Beschreibung in Kap. 2).

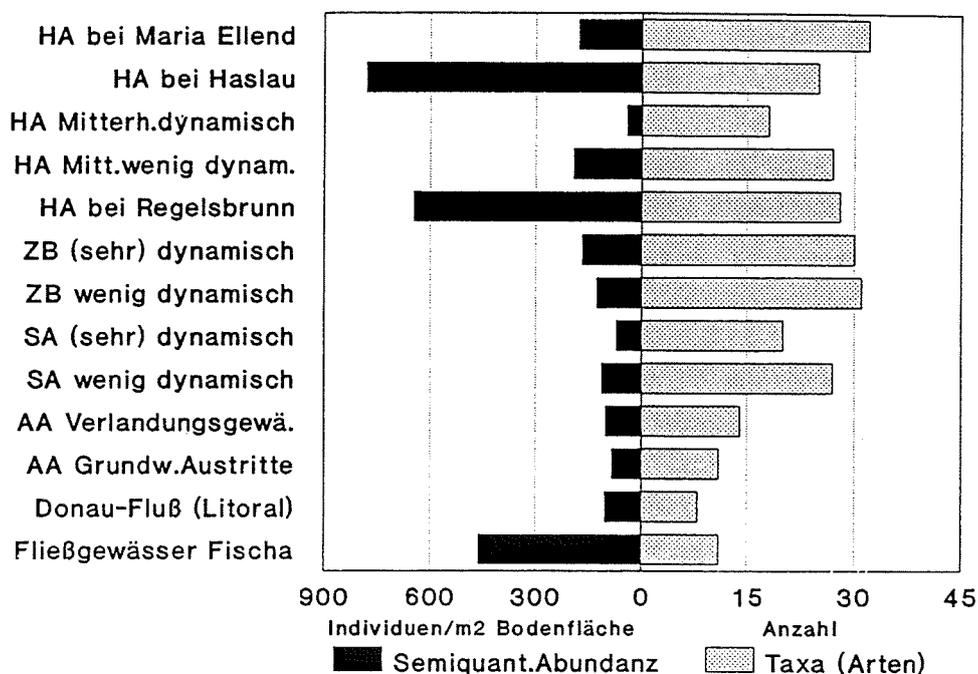


Abb. 8. Semiquantitative Abundanz (Individuen pro m² Gewässerbodenfläche) und Artenanzahl in den nach der Lage im Untersuchungsgebiet definierten Gewässerguppen (13 Gewässerguppen, genaue Beschreibung in Kap. 2); HA = Hauptarm des Untersuchungsgebietes, SA = Seitenarme, ZB = Zubringer (Verbindungsgewässer zw. Donau-Fluß und Hauptarm, AA = Altarme mit starker Verlandungstendenz ("Autümpel").

Tab. 6. Relative Häufigkeitsverteilung der Arten (in Prozent) in den einzelnen Gewässersedimenttypen sowie ein Vergleich der 7 definierten Gewässergruppen (relativer Anteil und relative Ähnlichkeit (percentage similarity) der Fauna in Prozent); genaue Beschreibung der 7 Gewässersediment-Typen siehe unter Kap. 2.2.

Arten /Taxa	7 nach dem Gewässerbodensediment definierte Gewässergruppen														Typ2-7	Typ2-7
	Typ 1		Typ 2		Typ 3		Typ 4		Typ 5		Typ 6		Typ 7		Summe	mittlere
	Anteil am Typ	Anteil am Typ	Gesamt- Anteil	Gesamt- am Typ	Gesamt- Anteil	Gesamt- am Typ	Anteil am Typ	Gesamt- Anteil	Gesamt- häufigk.	Gesamt- häufigk.						
1 <i>Lithoglyphus naticoides</i>		20,03	17,0	13,85	11,8	20,00	17,0	21,72	18,4	38,60	32,7	3,68	3,1	117,9	19,65	
2 <i>Dreissena polymorpha</i>		3,57	3,6	68,99	69,6	24,57	24,8	1,81	1,8	0,12	0,1			99,1	16,51	
3 <i>Valvata piscinalis</i>		10,97	15,4	4,52	6,4	12,64	17,8	21,27	29,9	14,30	20,1	7,36	10,4	71,1	11,84	
4 <i>Pisidium henslowianum</i>		22,50	47,7	0,57	1,2	3,64	7,7	5,73	12,2	7,33	15,5	7,36	15,6	47,1	7,85	
5 <i>Pisidium subtruncatum</i>		4,39	16,7	0,19	0,7	4,03	15,3	5,73	21,8	6,51	24,8	5,44	20,7	26,3	4,38	
6 <i>Pisidium supinum</i>		6,17	27,8	1,37	6,1	3,41	15,3	7,54	33,9	1,51	6,8	2,24	10,1	22,2	3,71	
7 <i>Pisidium casertanum</i>		6,04	28,7	0,28	1,3	1,32	6,3	3,32	15,8	7,21	34,3	2,88	13,7	21,0	3,51	
8 <i>Physa acuta</i>		3,43	17,8	0,38	2,0	3,95	20,5	3,62	18,8	1,98	10,3	5,92	30,7	19,3	3,21	
9 <i>Pisidium c. pondarosum</i>		1,10	6,3	0,33	1,9	4,50	26,0	6,49	37,5	2,33	13,4	2,56	14,8	17,3	2,88	
10 <i>Sphaerium comeum</i>		0,55	3,4	3,86	23,9	0,85	5,3	3,47	21,5	5,35	33,1	2,08	12,9	16,2	2,69	
11 <i>Bithynia tentaculata</i>	33,33	2,47	15,6	1,23	7,7	2,17	13,7	1,36	8,6	1,74	11,0	6,88	43,4	15,8	2,64	
12 <i>Pisidium nitidum</i>		7,41	47,4			0,62	4,0	0,45	2,9	0,58	3,7	6,56	42,0	15,6	2,60	
13 <i>Anisus vortex</i>				0,05	0,4	0,93	7,1	1,96	15,1			10,08	77,4	13,0	2,17	
14 <i>Gyraulus albus</i>		2,19	17,7	0,24	1,9	1,32	10,6	2,11	17,1	0,12	0,9	6,40	51,7	12,4	2,06	
15 <i>Pisidium moitessierianum</i>		0,41	3,4	0,28	2,3	1,40	11,5	4,52	37,2	5,23	43,0	0,32	2,6	12,2	2,03	
16 <i>Planorbis comeus</i>				0,05	0,4			1,06	9,4			10,08	90,1	11,2	1,86	
17 <i>Radix auricularia</i>		1,51	17,0	0,57	6,4	1,71	19,2	1,51	17,0	1,51	17,0	2,08	23,4	8,9	1,48	
18 <i>Radix ovata</i>		0,55	7,2	1,08	14,2	1,09	14,2	1,21	15,8	1,63	21,3	2,08	27,3	7,6	1,27	
19 <i>Planorbis planorbis</i>				0,05	0,8	1,78	29,8					4,16	69,4	6,0	1,00	
20 <i>Galba truncatula</i>		1,10	19,3			0,23	4,1	0,60	10,6	1,05	18,4	2,72	47,7	5,7	0,95	
21 <i>Gyraulus laevis</i>		1,51	35,7	0,05	1,1	1,78	42,2	0,45	10,7	0,12	2,8	0,32	7,6	4,2	0,70	
22 <i>Unio pictorum</i>		0,27	6,9	0,47	11,8	1,47	37,0	0,90	22,7	0,70	17,5	0,16	4,0	4,0	0,66	
23 <i>Potamopyrgus antipodarum</i>		1,78	49,4	0,47	13,0	0,70	19,3	0,15	4,2	0,35	9,7	0,16	4,4	3,6	0,60	
24 <i>Lymnea stagnalis</i>						0,23	6,5	0,60	17,0			2,72	76,5	3,6	0,59	
25 <i>Anodonta anatina</i>				0,19	5,7	1,55	46,8	0,60	18,2	0,81	24,5	0,16	4,8	3,3	0,55	
26 <i>Ancylus fluviatilis</i>	66,67	1,23	51,2	0,33	13,7	0,23	9,6	0,15	6,3	0,47	19,3			2,4	0,40	
27 <i>Unio pictorum/tumidus juv.</i>		0,27	12,2	0,05	2,1	1,78	79,1	0,15	6,7					2,3	0,38	
28 <i>Radix ampla</i>		0,41	21,6			0,23	12,2	0,30	15,8			0,96	50,4	1,9	0,32	
29 <i>Musculium lacustre</i>						0,08	5,1	0,15	10,0			1,28	84,9	1,5	0,25	
30 <i>Hippeutis complanatus</i>				0,05	4,3			0,45	41,3	0,12	10,6	0,48	43,8	1,1	0,18	
31 <i>Sphaerium rivicola</i>						0,54	50,4	0,30	28,0	0,23	21,6			1,1	0,18	
32 <i>Acroloxus lacustris</i>				0,42	43,2	0,08	7,9					0,48	48,9	1,0	0,16	
33 <i>Unio tumidus</i>				0,05	5,2	0,85	94,8							0,9	0,15	
34 <i>Anisus vorticulus</i>						0,08	8,8					0,80	91,2	0,9	0,15	
35 <i>Valvata cristata</i>				0,05	5,9	0,16	19,4			0,12	14,6	0,48	60,1	0,8	0,13	
36 <i>Planorbis carinatus</i>												0,48	100,0	0,5	0,08	
37 <i>Gyraulus crista</i>		0,14	36,6			0,08	20,7					0,16	42,7	0,4	0,06	
38 <i>Stagnicola palustris</i>								0,15	48,5			0,16	51,5	0,3	0,05	
39 <i>Aplexa hypnorum</i>												0,16	100,0	0,2	0,03	
40 <i>Pisidium obtusale</i>												0,16	100,0	0,2	0,03	
41 <i>Stagnicola turricula</i>								0,15	100,0					0,2	0,03	
42 <i>Viviparus contectus</i>						0,08	100,0							0,1	0,01	
43 <i>Gyraulus acronicus</i>														-	-	
44 <i>Stagnicola cornus</i>														-	-	
45 <i>Radix peregra</i>														-	-	
46 <i>Pseudanodonta complanata</i>														-	-	
Summe Individuen (%)		100	100	16,7	100	16,7	100	16,7	100	16,7	100	16,7	100	16,7	600	100
Summe Individuen (abs)		3	729		2122		1290		663		860		625		6292	898,9
Summe Individuen (Mw)		1,0	182,3		132,6		107,5		60,3		122,9		48,1		654,6	93,5
Probenstellen (Anzahl, n)		3	4		16		12		11		7		13		63	63
nachgewiesene Taxa		2	23		27		34		31		25		35		41	25,3
Diversität (H')		0,64	2,48		1,25		2,59		2,61		2,20		3,03			2,83
Evenness E)		0,92	0,79		0,38		0,74		0,76		0,68		0,85			0,76
Rel. Ähnlichkeit (%) - Typ1		-	3,704		1,555		2,403		1,508		2,209		6,88			
Rel. Ähnlichkeit (%) - Typ2			-		29,63		62,13		65,97		61,17		48,96			
Rel. Ähnlichkeit (%) - Typ3					-		52,03		31,36		30,22		13,45			
Rel. Ähnlichkeit (%) - Typ4							-		67,35		57,64		41,53			
Rel. Ähnlichkeit (%) - Typ5									-		72,04		48,62			
Rel. Ähnlichkeit (%) - Typ6											-		42,36			
Rel. Ähnlichkeit (%) - Typ7													-			

DATEI: AU%-%S2xis, Weigand & Stadler

Die faunistische Zusammensetzung der Gewässersediment-Typen 5, 6 und 7 läßt relativ geringe Unterschiede erkennen. Dies erklärt sich dadurch, daß die Feinsedimentzonen des Hauptarmes mit denen der isolierteren und teils stark verlandenden Altarme große Ähnlichkeiten aufweisen. Bezüglich der Abundanz treten innerhalb dieser Typen jedoch deutliche Unterschiede auf. So sind die kompakten und ausgedehnten litoralen Feinsedimentzonen des Hauptarmes (Typ 6) sehr individuenreich besiedelt (abundant ist *L. naticoides*), während die stark verlandenden Altarme mit den z.T. stark reduzierten Sedimentschichten eine mehrfach geringere Besiedlungsdichte aufweisen. Daß die Diversität in den verlandenden Altarme dennoch ähnlich hoch wie im Hauptarm liegt (Tab. 5), ist wahrscheinlich auf den Strukturreichtum (vor allem Totholz, z.T. Makrophyten und Fallaub) zurückzuführen.

3.5. Verteilung der Fauna in bezug auf das CPOM und die Makrophyten

Die errechneten faunistischen Ähnlichkeiten in bezug auf das quantitative Angebot an CPOM und im besonderen Maße mit jenem an Makrophyten lassen keine signifikant ausgebildeten Verteilungsmuster erkennen (Tab. 7 und 8). Markante Unterschiede bestehen jedoch in der Besiedlungsdichte der Fauna zum Angebot an CPOM (Totholz, Fallaub etc.). So kommt es generell zu einem starken graduellen Anstieg der Abundanzwerte von sehr wenig Totholz bzw. Fallaub bis zu viel Totholz bzw. sehr viel Fallaub (Abb. 7). Der rapide Rückgang der Dichte in den Gewässern mit sehr viel Totholz ist (analog zu Sedimenttyp 7) wahrscheinlich auf die z.T. extreme Sauerstoffzehrung zurückzuführen. Für die Makrophyten scheint generell zu gelten, daß bereits ein geringes Vorhandensein dieser Struktur das Auftreten bestimmter Arten fördert, es aber eine untergeordnete Rolle spielt, wie hoch bzw. dicht das Angebot ist.

Die Menge an Totholz, Makrophyten und im besonderen Maße von Fallaub in einem Gewässer wird wesentlich von hydrologischen Faktoren mitbestimmt, wodurch die Verteilung der Fauna von mehreren essentiellen Parametern überlagert wird (Stillwasser - Fließwasser). So sind größere Ansammlungen von CPOM mit abnehmender Fließgeschwindigkeit wahrscheinlicher - das bedeutet das zunehmende Hinzutreten von Stillwasserarten und eine Erhöhung der Abundanz.

Um die Bedeutung der Substrate CPOM und Makrophyten für die Fauna besser abschätzen zu können, ist es erforderlich, daß die Betrachtung kleinräumig (substratspezifisch) und nicht wie in der vorliegenden Studie auf den gesamten Gewässerabschnitt bzw. Gewässer erfolgt.

Tab. 7. Relative Häufigkeitsverteilung der Arten in bezug auf das Angebot an Totholz sowie ein Vergleich der 4 definierten Gewässergruppen (relativer Anteil und relative Ähnlichkeit (percentage similarity) der Fauna in Prozent).

Datei AU96pom.xls (Weigand & Stadler)	TOTHOlz (grobpartikuläres organisches Material, cPOM)								Gesamt-	Ind.
	sehr wenig		wenig bis mittel		viel bzw. häufig		sehr viel - massig		häufig-	Gesamt-
	Anteil am Typ	Gesamtanteil	Anteil am Typ	Gesamtanteil	Anteil am Typ	Gesamtanteil	Anteil am Typ	Gesamtanteil	keit %	summe Mw
<i>Aplexa hypnorum</i>							0,24	100,0	0,02	0,2
<i>Stagnicola corvus</i>							0,24	100,0	0,02	0,2
<i>Musculium lacustre</i>			0,06	3,6			1,65	96,4	0,17	1,6
<i>Anisus vortex</i>			0,93	3,8	0,21	0,9	23,53	95,4	2,50	23,3
<i>Planorbarius corneus</i>			1,62	7,4	0,59	2,7	19,76	89,9	2,53	23,6
<i>Anisus vorticulus</i>			0,26	6,3	0,17	4,0	3,76	89,7	0,50	4,7
<i>Planorbis planorbis</i>			0,85	9,6	0,30	3,3	7,76	87,1	1,08	10,1
<i>Lymnea stagnalis</i>	0,22	2,4	1,36	14,6	0,42	4,6	7,29	78,4	1,27	11,8
<i>Radix peregra</i>			0,08	8,9	0,13	13,9	0,71	77,2	0,15	1,4
<i>Planorbis carinatus</i>	0,11	6,0	0,06	3,3	0,25	13,8	1,41	76,8	0,29	2,7
<i>Stagnicola turricula</i>	0,11	16,7	0,04	6,1	0,04	6,4	0,47	70,8	0,09	0,8
<i>Hipppeutis complanatus</i>			0,14	30,7	0,08	18,3	0,24	50,9	0,10	1,0
<i>Pisidium nitidum</i>	0,11	0,9	0,30	2,4	5,89	47,4	6,12	49,2	3,64	33,9
<i>Stagnicola palustris</i>			0,55	28,6	0,42	22,2	0,94	49,2	0,45	4,2
<i>Gyraulus albus</i>			1,50	32,7	1,44	31,4	1,65	35,9	1,28	11,9
<i>Physa acuta</i>	0,56	4,6	4,56	37,7	3,22	26,6	3,76	31,1	3,26	30,4
<i>Radix ovata</i>	3,33	36,7	1,64	18,1	1,53	16,8	2,59	28,5	1,90	17,7
<i>Pisidium casertanum</i>	6,78	43,0	0,95	6,0	4,28	27,1	3,76	23,9	3,70	34,5
<i>Acroloxus lacustris</i>	2,44	69,7	0,10	2,9	0,25	7,3	0,71	20,1	0,56	5,2
<i>Pisidium subtruncatum</i>	6,78	45,8	2,01	13,6	3,43	23,2	2,59	17,5	3,44	32,1
<i>Sphaerium corneum</i>	18,11	70,3	0,99	3,9	2,42	9,4	4,24	16,4	4,37	40,7
<i>Radix ampla</i>	0,78	48,4	0,43	26,5	0,17	10,5	0,24	14,6	0,33	3,1
<i>Galba truncatula</i>	0,33	12,9	0,28	11,0	1,74	67,1	0,24	9,1	1,02	9,5
<i>Unio pictorum</i>	0,22	4,2	3,73	70,2	0,89	16,7	0,47	8,9	1,51	14,1
<i>Valvata piscinalis</i>	11,56	35,3	9,43	28,8	8,94	27,3	2,82	8,6	8,87	82,7
<i>Pisidium henslowianum</i>	6,56	25,4	2,23	8,6	15,64	60,5	1,41	5,5	9,54	88,9
<i>Ancylus fluviatilis</i>	8,11	88,0	0,47	5,1	0,17	1,8	0,47	5,1	1,37	12,8
<i>Pisidium cas. pondarosum</i>	1,67	25,7	2,17	33,4	2,42	37,2	0,24	3,6	2,05	19,1
<i>Bithynia tentaculata</i>	3,22	37,2	2,70	31,2	2,50	28,9	0,24	2,7	2,45	22,8
<i>Lithoglyphus naticoides</i>	17,67	31,2	13,03	23,0	25,47	45,0	0,47	0,8	18,82	175,5
<i>Pseudanodonta complanata</i>					0,13	100,0			0,06	0,6
<i>Gyraulus acronicus</i>					0,04	100,0			0,02	0,2
<i>Unio tumidus</i>	0,11	5,4	0,61	29,3	1,36	65,3			0,86	8,0
<i>Pisidium supinum</i>	0,11	1,4	2,82	36,7	4,75	61,8			3,16	29,5
<i>Gyraulus laevis</i>			0,67	39,7	1,02	60,3			0,69	6,5
<i>Unio picotrum/tumidus juv.</i>			0,34	40,4	0,51	59,6			0,35	3,3
<i>Pisidium moitessierianum</i>	0,44	12,5	1,34	37,6	1,78	50,0			1,32	12,3
<i>Anodonta anatina</i>	1,56	23,6	2,76	41,8	2,29	34,7			2,10	19,6
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	1,11	47,1	0,53	22,3	0,72	30,5			0,66	6,1
<i>Sphaerium rivicola</i>			0,20	70,5	0,08	29,5			0,10	0,9
<i>Valvata cristata</i>			0,16	79,3	0,04	20,7			0,06	0,6
<i>Dreissena polymorpha</i>	3,11	7,2	36,21	84,2	3,69	8,6			11,87	110,7
<i>Radix auricularia</i>	4,89	67,1	1,80	24,8	0,59	8,1			1,45	13,5
<i>Gyraulus crista</i>			0,06	100,0					0,02	0,2
<i>Viviparus cunctatus</i>			0,02	100,0					0,01	0,1
<i>Pisidium obtusale</i>			0,02	100,0					0,01	0,1
Summe Individuen (%)	100,0	25,0	100,0	25,0	100,0	25,0	100,0	25,0	100,0	
Anzahl der Probenstellen	n=7		n=20		n=5		n=5		n=37	n=37
Individuenzahl (gesamt)	900		4933		2360		425			8618
Individuenzahl (Mittelwert)	128,6		246,7		472,0		85,0			932,2
Anzahl der Taxa	26		41		39		30			45
Diversität (H')	2,54		2,53		2,72		2,59			2,98
Evenness (E)	0,78		0,68		0,74		0,76			0,78
Rel. Ähnlichkeit (%) (s.wenig)	-		44,8		57,8		21,3			
Rel. Ähnlichkeit (%) (wenig)			-		56,3		23,8			
Rel. Ähnlichkeit (%) (viel)					-		29,9			
Rel. Ähnlichkeit (%) (s.viel)							-			

Tab. 8. Relative Häufigkeitsverteilung der Arten in bezug auf das Angebot an Fallaub, sowie ein Vergleich der 4 definierten Gewässergruppen (relativer Anteil und relative Ähnlichkeit (percentage similarity) der Fauna in Prozent).

Datei AU96pom2.xls (Weigand & Stadler)	Grobpartikuläres organisches Material (Fallaub etc.)						sehr viel	massig	Gesamt- häufig- keit %	Ind. Gesamt- summe Mw
	sehr wenig		wenig bis mittel		viel bzw. häufig					
	Anteil am Typ	Gesamt- anteil	Anteil am Typ	Gesamt- anteil	Anteil am Typ	Gesamt- anteil				
<i>Stagnicola corvus</i>							0,05	100,0	0,02	0,2
<i>Pseudanodonta complanata</i>							0,16	100,0	0,06	0,6
<i>Pisidium nitidum</i>			1,09	13,3	1,20	14,6	5,93	72,1	2,93	27,5
<i>Pisidium henslowianum</i>	2,17	8,0	2,35	8,6	3,72	13,7	18,98	69,7	9,23	86,7
<i>Planorbis carinatus</i>			0,19	29,6	0,08	11,6	0,38	58,8	0,22	2,0
<i>Unio tumidus</i>	0,22	7,8	0,74	26,6	0,19	6,8	1,63	58,8	0,89	8,4
<i>Unio pictorum/tumidus juv.</i>			0,44	38,8	0,04	3,3	0,65	57,9	0,37	3,5
<i>Pisidium casertanum</i>	0,22	2,2	1,42	14,5	2,70	27,6	5,44	55,6	3,26	30,6
<i>Pisidium supinum</i>			3,50	35,6	0,90	9,2	5,44	55,3	3,24	30,4
<i>Gyraulus laevis</i>			0,82	37,2	0,19	8,5	1,20	54,3	0,72	6,8
<i>Galba truncatula</i>			0,77	34,3	0,49	21,9	0,98	43,8	0,71	6,7
<i>Gyraulus albus</i>			1,20	27,1	1,39	31,3	1,85	41,6	1,41	13,3
<i>Radix peregra</i>			0,08	20,8	0,15	38,0	0,16	41,3	0,13	1,2
<i>Pisidium subtruncatum</i>	0,65	6,2	2,02	19,1	3,60	34,1	4,30	40,6	3,25	30,5
<i>Lithoglyphus naticoides</i>	0,22	0,4	17,81	33,9	14,49	27,6	19,96	38,0	16,27	152,9
<i>Valvata piscinalis</i>	0,87	3,0	11,05	37,5	7,47	25,4	10,06	34,2	8,82	82,8
<i>Pisidium cas. pondarosum</i>			2,71	42,2	1,54	24,0	2,18	33,9	1,95	18,3
<i>Anisus vorticulus</i>	0,22	14,9	0,30	20,6	0,45	30,9	0,49	33,6	0,41	3,9
<i>Anisus vortex</i>	0,43	7,4	1,72	29,2	2,06	34,9	1,69	28,5	1,70	16,0
<i>Stagnicola palustris</i>	0,65	29,7	0,19	8,7	0,75	34,2	0,60	27,3	0,55	5,1
<i>Physa acuta</i>	0,87	7,3	5,14	43,3	2,70	22,8	3,15	26,6	3,32	31,2
<i>Pisidium moitessierianum</i>			1,67	43,3	1,31	34,1	0,87	22,6	1,12	10,5
<i>Anodonta anatina</i>	3,04	31,5	3,17	32,9	1,31	13,6	2,12	22,0	2,22	20,9
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	2,17	57,5	0,66	17,4	0,19	5,0	0,76	20,1	0,69	6,5
<i>Bithynia tentaculata</i>	6,74	48,2	1,78	12,7	3,08	22,0	2,39	17,1	2,79	26,2
<i>Radix ampla</i>	1,52	62,2	0,41	16,8	0,19	7,7	0,33	13,3	0,40	3,8
<i>Unio pictorum</i>	0,43	6,1	3,45	48,2	2,52	35,1	0,76	10,6	1,89	17,7
<i>Radix ovata</i>	6,09	57,2	1,59	14,9	2,10	19,7	0,87	8,2	1,82	17,1
<i>Acroloxus lacustris</i>	4,78	88,6	0,08	1,5	0,15	2,8	0,38	7,1	0,60	5,7
<i>Radix auricularia</i>	6,74	63,0	1,67	15,6	1,58	14,7	0,71	6,6	1,68	15,8
<i>Dreissena polymorpha</i>	6,09	8,9	25,66	37,6	32,09	47,1	4,35	6,4	17,54	164,8
<i>Lymnea stagnalis</i>	1,74	33,9	1,37	26,7	1,80	35,1	0,22	4,2	1,07	10,1
<i>Sphaerium corneum</i>	35,00	88,4	1,09	2,8	2,63	6,6	0,87	2,2	4,21	39,5
<i>Ancylus fluviatilis</i>	15,87	94,1	0,36	2,1	0,53	3,1	0,11	0,6	1,57	14,8
<i>Aplexa hypnorum</i>					0,04	100,0			0,01	0,1
<i>Gyraulus acronicus</i>					0,04	100,0			0,01	0,1
<i>Pisidium obtusale</i>					0,04	100,0			0,01	0,1
<i>Musculium lacustre</i>			0,11	32,7	0,23	67,3			0,09	0,9
<i>Valvata cristata</i>			0,14	47,7	0,15	52,3			0,08	0,7
<i>Planorbarius corneus</i>	3,04	35,0	1,34	15,4	4,32	49,6			1,80	16,9
<i>Hippeutis complanatus</i>			0,16	52,2	0,15	47,8			0,08	0,8
<i>Planorbis planorbis</i>	0,22	7,8	1,26	45,1	1,31	47,1			0,70	6,5
<i>Gyraulus crista</i>			0,05	59,3	0,04	40,7			0,02	0,2
<i>Stagnicola turricula</i>			0,14	78,5	0,04	21,5			0,04	0,4
<i>Sphaerium rivicola</i>			0,27	78,5	0,08	21,5			0,09	0,8
<i>Viviparus contectus</i>			0,03	100,0					0,01	0,1
Summe Individuen in %	100,0	25,0	100,0	25,0	100,0	25,0	100,0	25,0	100,0	
Anzahl der Probenstellen	n=6		n=16		n=10		n=5		n=37	n=37
Individuenzahl (gesamt)	460,0		3655,0		2664,0		1839,0			8618,0
Individuenzahl (Mittelwert)	76,7		228,4		266,4		367,8			939,3
Anzahl der Taxa	24		40		42		33			45
Diversität (H')	2,28		2,71		2,64		2,73			2,93
Evenness (E)	0,72		0,74		0,71		0,78			0,77
Relative Ähnlichkeit (%)	-		26,2		29,8		20,0			
Relative Ähnlichkeit (%)			-		80,6		63,7			
Relative Ähnlichkeit (%)					-		56,6			

4. Charakterisierung der Augewässer

4.1. Der Hauptarm des Auegebietes

Grundsätzlich läßt sich der Hauptarm nach der Gewässerausstattung in drei große Habitatzonen differenzieren, die auch für eine Besiedlung durch Mollusken bestimmend sind. (1) In Abschnitte mit kompakten Schottersedimenten, mit ausgedehnten *Dreissena*-Muschelbänken, (2) in litorale Feinsubstratzonen, welche von *Lithoglyphus naticoides* und den Najaden abundant besiedelt werden, und (3) in Abschnitte mit reger Sedimentumlagerung (die beiden Hauptarme beim Mitterhaufen, im besonderen der donauferne), die keine Besiedlung durch Mollusken erlauben.

Den beiden oben genannten relevanten Habitatzonen kann jeweils eine typische Molluskengesellschaft, mit denen sich der Hauptarm auch gut charakterisieren läßt, zugeordnet werden. Das Vorliegen zweier gut ausgeprägter Gesellschaften läßt auf ein sehr diverses Augewässer schließen (FOECKLER 1990):

Verarmte Theodoxus-Gesellschaft

Charakteristika nach FOECKLER (1990): Die Gesellschaft ist in den Fließgewässern der rezenten Aue angesiedelt, mit den Charakter- und Leitarten *Unio pictorum*, *Anodonta anatina*, *Dreissena polymorpha*, *Valvata piscinalis*, *Radix ovata*, *Radix auricularia*, *Sphaerium rivicola*, *Pisidium supinum*, *Ancylus fluviatilis* (schwach repräsentiert); Gewässer mit relativ geringer anthropogener Belastung, vorwiegend Hartsubstrate, geringer Makrophytenbesatz, Strömung stark variabel, rezente Auendynamik.

Die Gesellschaft gilt als Indikator für das Flußökosystem Donau und den Mündungsbereich ihrer Nebengewässer in der rezenten Aue (FOECKLER 1990).

Radix auricularia-Gyraulus albus-Gesellschaft

Charakteristika nach FOECKLER (1990): *Radix auricularia*, *Gyraulus albus*, *Valvata piscinalis*, *Anodonta anatina*, *Unio pictorum*; Gewässer mit großer Fläche und Tiefe, Lage in rezenter Aue. Die Gesellschaft gilt als Indikator für in der rezenten Aue am Anfang des Verlandungsprozesses stehende Gewässer, den die Hochwässer immer wieder unterbrechen (FOECKLER 1990).

Najaden (Großmuscheln)

Von besonderer Bedeutung ist der Hauptarm der Au für die Najaden, die im gesamten Untersuchungsgebiet nur in den litoralen Feinsubstratzonen des Hauptarmes in hoher Anzahl siedeln (Tab. 10). Die beiden häufigsten Arten, *Unio pictorum* und *Anodonata anatina* (Tab. 4, Abb. 6), kommen nebeneinander bis zu einer Wassertiefe von etwa 1,5 - 2,0 m in oft hoher Besiedlungsdichte vor (etwa 15 - 40 Ind./m²) (ÜBL et al. 1995). In den tieferen Gewässerabschnitten, auch in Bereichen mit Feinsediment, findet man nur vereinzelt adulte (die durchschnittliche Besiedlungsdichte liegt hier deutlich unter 1 Ind./m²). In den seichteren Gewässerabschnitten findet man auch auf schottrigem Boden mit eingelagertem Feinmaterial Großmuscheln in relativ hoher Dichte (> 10 Ind./m²). So z.B. in der Verlandungszone oberhalb der Regelsbrunner Traverse, wo *Anodonata anatina* wesentlich häufiger auftritt als *Unio pictorum*, oder in den geschützten Buchten im Hauptarmabschnitt Mitterhaufen in denen wiederum *U. pictorum* wesentlich häufiger ist. Selbst im kompakten Grobsubstrat, sessil zwischen dicht gelagertem Schotter lebend, sind in höherer Individuenzahl Najaden zu beobachten (seichter Litoralabschnitt des Hauptarmes, Quadrant H35d). Der Verbreitungsschwerpunkt der donautypischen und in Österreich vom Aussterben bedrohten Großmuschelart *Unio tumidus* (siehe Abb. 3) erstreckt sich entlang des Litorals unterhalb der Regelsbrunner Traverse; sonst ist sie nur noch (in wesentlich geringerer Besiedlungsdichte) im kompakten Grobsubstrat des donaanaheren dynamischen "Hauptarmes" beim Mitterhaufen zu beobachten. Besonders gefährdet scheint der Bestand von *Pseudanodonta complanata* zu sein, welche nur an einem Standort mit drei lebenden Individuen nachgewiesen werden konnte (P10). Die vorliegenden Ergebnisse weisen den linksufrigen Hauptarmabschnitt unterhalb der Regelsbrunner Traverse (etwa 100-300 m) als den attraktivsten Najadenstandort aus (höchste

Diversität, das Vorkommen aller 4 für diesem Gewässertyp charakteristischen Arten, sehr hohe Besiedlungsdichte). Dieser Gewässerabschnitt des Hauptarmes ist geomorphologisch heterogener und das Litoral ist steiler ausgebildet.

4.2. Gewässertypus "Einströmbereich"

Die Artenzusammensetzung in den Einströmbereichen (Verbindungsgewässer zwischen Donau-Fluß und Hauptarm) gleicht jener des Hauptarmes. Deutliche Unterschiede bestehen jedoch in bezug auf die Häufigkeitsverteilung (Tab. 9, 10, 11), Vorkommenshäufigkeit (Abb. 6) und Besiedlungsdichte (Tab. 5). So dominiert in den Einströmbereichen die Schneckenart *L. naticoides*, die rund dreimal so häufig vorkommt als die zweithäufigste Art (*Pisidium henslowanum*). Weiters ist der Anteil von rheophilen Formen wie *Ancylus fluviatilis*, *Sphaerium corneum*, *Bithynia tentaculata* und *Radix ovata* (die bevorzugt in den dynamischen Einströmbereichen vorkommen) im Vergleich zum Hauptarm deutlich höher; die Najaden wiederum fehlen hier, lediglich in breiteren Gewässerabschnitten sind sie in geringer Besiedlungsdichte zu beobachten. Stillgewässerformen treten nur vereinzelt auf, wobei stenöke Arten völlig fehlen.

Die Artenassoziation entspricht weitgehend der **Verarmten Theodoxus-Gesellschaft** (*Unio pictorum*, *Anodonta anatina*, *Dreissena polymorpha*, *Valvata piscinalis*, *Radix ovata*, *Radix auricularia*, *Sphaerium rivicola*, *Pisidium supinum*). Weiters treten einige besonders rheophile Faunenelemente hinzu. Das Auftreten der Arten *Pisidium supinum*, *Unio pictorum* und *Dreissena polymorpha* trennt diesen Standorttyp vom Typ Seitenarm markant ab. Die Einströmbereiche entsprechen nach der Artenzusammensetzung einer (sehr) dynamischen rezenten Flußbaue.

Tab. 9. Relative Häufigkeitsverteilung der Arten (in Prozent) in den einzelnen nach der Lage im Untersuchungsgebiet definierten Gewässergruppen.

Arten / Taxa	Hauptgewässertyp				Hauptarm des Auegebietes				Seitenarm		Zubringer		Hinterland		Referenz	
	bei Maria Ellend	bei Haslau	Mitterhaufen (Gerinne)	Mitterhaufen (Buchten)	bei Regelsbrunn	dynamisch	weniger dynamisch	dynamisch	weniger dynamisch	Gewä.mit starker Verlandung	Gewä.mit Grundwas.austritten	Donau-Fluß	Fließgewässer Fische			
1 <i>Viviparus contectus</i>							0,3									
2 <i>Valvata cristata</i>	0,7					0,4		0,5	0,1							
3 <i>Valvata piscinalis</i>	5,0	10,5	2,7	16,8	8,6	6,4	10,3	30,9	6,4	0,3	3,6					21,9
4 <i>Potamopyrgus antipodarum</i>		1,4	6,8					1,1	0,4							
5 <i>Lithoglyphus naticoides</i>	6,8	18,3	2,0	32,3	17,0			4,5	20,9							34,2
6 <i>Bithynia tentaculata</i>	2,7	1,1	30,5	0,2	1,0	3,4	2,3	3,9	3,8	10,4	1,2	3,2				
7 <i>Acroloxus lacustris</i>	0,5	0,0	1,7				0,4	0,7			1,2	2,0				
8 <i>Physa acuta</i>	7,7	3,1	8,7	9,5	4,4	0,4	4,1	4,1	23,6							
9 <i>Aplexa hypnorum</i>										0,2						
10 <i>Planorbis cornuus</i>						23,4	3,6			25,1	37,3					
11 <i>Planorbis planorbis</i>				0,2		9,9	2,1		1,4	13,1						
12 <i>Planorbis carinatus</i>	0,5			0,4	0,1		3,0	1,2								
13 <i>Anisus vortex</i>	0,5				0,1	6,0	17,8	0,5		28,5	1,2					
14 <i>Anisus vorticulus</i>	1,7					0,8	4,6			5,0						
15 <i>Gyraulus albus</i>	6,4	0,4	0,3	0,7	0,2	4,4	5,0	0,9	0,6	4,9						
16 <i>Gyraulus laevis</i>	0,5	0,1		0,2	1,2			2,0	0,1							
17 <i>Gyraulus acronicus</i>									0,1							
18 <i>Gyraulus crista</i>	0,2					0,4	0,3									
19 <i>Hippeutis complanatus</i>	0,5			0,2	0,03	1,7			0,1	0,6						
20 <i>Ancylus fluviatilis</i>			3,6					0,5	3,8			66,7				
21 <i>Lymnea stagnalis</i>	1,3	0,1	0,7	1,5	0,6	17,9	1,3	5,1	0,2	4,4	18,1					
22 <i>Stagnicola palustris</i>					0,8	3,1	1,4	5,9	0,9	2,5						
23 <i>Stagnicola turricula</i>							0,5	1,4		1,2						
24 <i>Stagnicola corvus</i>							0,4									
25 <i>Galba truncatula</i>	0,2			0,2	0,1		4,5	1,9	1,9							0,6
26 <i>Radix auricularia</i>	4,5	1,5	17,8	0,6	1,2	1,7		0,7	0,9							2,8
27 <i>Radix ampla</i>	1,2	0,5	2,0		0,6		0,4	0,1	0,6							
28 <i>Radix ovata</i>	0,8	0,2	4,9	1,1	0,2	9,4	6,4	7,0	6,8	1,5	4,8	4,4	0,2			
29 <i>Radix peregra</i>	1,0			0,6			1,1									
30 <i>Unio pictorum</i>	9,6	4,4	0,6	3,0	3,0			0,1	4,6							
31 <i>Unio tumidus</i>		0,1	0,3	0,6	4,1				0,7							
- <i>Unio spp. juv.</i>					1,8			0,1								
32 <i>Anodonta anatina</i>	3,9	4,2	3,4	1,6	6,0	0,8			2,5			0,2				
33 <i>Pseudanodonta complanata</i>					0,3											
34 <i>Dreissena polymorpha</i>	7,4	40,2	13,3	1,4	37,0			0,2	3,8			2,9				
35 <i>Sphaerium rivicola</i>		0,4		0,4					0,1							
36 <i>Sphaerium corneum</i>	2,5	0,2	0,3	0,2	0,3	0,4	1,4	1,0	8,9		10,8	19,6	0,4			
37 <i>Musculium lacustre</i>	0,2					0,8				2,3						
38 <i>Pisidium henslowanum</i>	8,0	2,8	0,3	3,1	2,6	2,0	6,4	5,4	1,8			1,0	11,0			
39 <i>Pisidium supinum</i>	4,4	4,5		5,9	2,9			2,5	1,3							
40 <i>Pisidium subtruncatum</i>	7,3	1,6		1,0	1,3	4,8	9,2	6,9	0,6		3,6		11,9			
41 <i>Pisidium nitidum</i>	0,7	0,2		0,8			6,8	3,7	0,8		15,7					
42 <i>Pisidium obtusale</i>	0,2															
43 <i>Pisidium casertanum</i>	0,8	1,0		2,0	0,2	2,9	4,9	6,1	1,0		2,4		12,8			
44 <i>Pisidium cas. pondarosum</i>	3,8	1,9		8,7	2,9		0,9	1,0	1,3				3,2			
45 <i>Pisidium moitessierianum</i>	8,4	1,4		7,0	1,5			0,5	0,2				0,9			
Summe Individuen (%)	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
Anzahl der Probenstellen (n)	2	2	4	2	3	3	3	5	6	3	1	2	1			
Individuenzahl (Mittelwert)	179,5	779,5	41,8	194,0	644,3	71,3	111,7	168,4	126,8	101,0	83,0	103,0	462,0			
nachgewiesene Taxa	32	25	18	27	28	20	27	30	31	14	11	8	11			
Diversität (H')	3,00	2,08	2,17	2,31	2,26	2,44	2,83	2,65	2,55	2,00	1,84	1,08	1,78			
Evenness (E)	0,86	0,65	0,75	0,70	0,68	0,81	0,86	0,78	0,74	0,76	0,77	0,52	0,74			

Tab. 10. Vergleich der Fauna in den 13 nach der Lage im Untersuchungsgebiet definierten Gewässergruppen (relativer Anteil der Arten in Prozent).

Arten / Taxa	Hauptgewässertyp				Hauptarm des Auegebietes				Seitenarm		Zubringer		Hinterland		Referenz		Summe Gewässergruppen
	bei Maria Ellend	bei Haslau	Mitterhaufen (Gerinne)	Mitterhaufen (Buchten)	bei Regelsbrunn	dynamisch	weniger dynamisch	dynamisch	weniger dynamisch	Gewä.mit starker Verlandung	Gewä.mit Grundwas.austritten	Donau-Fluß	Fließgewässer Fische				
1 <i>Viviparus contectus</i>							100										0,02
2 <i>Valvata cristata</i>	43,3					24,5		28,7	3,5								0,13
3 <i>Valvata piscinalis</i>	4,1	8,5	2,2	13,6	6,9	5,2	8,4	25,0	5,2	0,3	2,9				17,7		9,50
4 <i>Potamopyrgus antipodarum</i>		14,0	70,2					11,8	4,1								0,75
5 <i>Lithoglyphus naticoides</i>	5,0	13,5	1,5	23,8	12,5			3,3	15,4						25,2		10,46
6 <i>Bithynia tentaculata</i>	4,2	1,8	48,0	0,3	1,5	5,4	3,6	6,1	5,9	16,3	1,9	5,0					4,90
7 <i>Acroloxus lacustris</i>	7,6	0,7	26,7					5,7	10,2					18,7	30,4		0,50
8 <i>Physa acuta</i>	11,7	4,7	13,3	14,5	6,7	0,6	6,3	6,2	36,1								5,03
9 <i>Aplexa hypnorum</i>										100							0,02
10 <i>Planorbis barbus</i>						26,2	4,1			28,0	41,7						6,88
11 <i>Planorbis planorbis</i>				0,7		37,1	8,0			5,4							2,06
12 <i>Planorbis carinatus</i>	9,5			7,6	1,9		57,8	23,2									0,40
13 <i>Anisus vortex</i>	0,9				0,2	11,0	32,6	0,8					52,3	2,2			4,19
14 <i>Anisus vorticulus</i>	14,1					6,4	38,1						41,4				0,93
15 <i>Gyraulus albus</i>	26,8	1,5	1,4	3,1	0,9	18,4	21,1	3,9	2,5	20,4							1,83
16 <i>Gyraulus laevis</i>	12,2	2,8		4,9	28,9					49,6	1,5						0,31
17 <i>Gyraulus acronicus</i>										100							0,005
18 <i>Gyraulus crista</i>	27,3					40,8	32,0										0,07
19 <i>Hippeutis complanatus</i>	16,2			6,5	1,0	55,0				2,0	19,3						0,23
20 <i>Ancylus fluviatilis</i>			4,8					0,7	5,0					89,5			5,73
21 <i>Lymnea stagnalis</i>	2,5	0,2	1,3	3,0	1,2	35,0	2,6	9,9	0,3	8,6	35,3						3,94
22 <i>Stagnicola palustris</i>						5,3	21,0	9,3	40,6	6,3	17,4						1,12
23 <i>Stagnicola turricula</i>								17,5	45,0		37,4						0,24
24 <i>Stagnicola corvus</i>								100									0,03
25 <i>Galba truncatula</i>	2,6			2,1	1,0		48,0	19,8	19,6						6,9		0,73
26 <i>Radix auricularia</i>	14,2	4,8	56,4	1,8	3,8	5,3		2,1	2,8						8,9		2,43
27 <i>Radix ampla</i>	23,1	9,0	38,0		10,7			6,9	1,1	11,2							0,41
28 <i>Radix ovata</i>	1,7	0,3	10,2	2,3	0,4	19,8	13,4	14,7	14,3	3,2	10,1	9,2	0,5				3,67
29 <i>Radix peregra</i>	36,7			22,1				41,2									0,21
30 <i>Unio pictorum</i>	38,1	17,3	2,3	11,9	11,9				0,2	18,2							1,94
31 <i>Unio tumidus</i>		2,3	4,9	10,1	70,5					12,2							0,45
- <i>Unio pictorum/tumidus juv.</i>					96,9				3,1								0,14
32 <i>Anodonta anatina</i>	17,1	18,6	15,2	6,9	26,6		3,4			11,1			1,1				1,75
33 <i>Pseudanodonta complanata</i>					100												0,02
34 <i>Dreissena polymorpha</i>	7,0	37,8	12,5	1,3	34,8			0,2	3,6				2,8				8,17
35 <i>Sphaerium rivicola</i>		46,4		40,6						13,0							0,07
36 <i>Sphaerium corneum</i>	5,4	0,5	0,6	0,4	0,6	0,9	3,1	2,2	19,3		23,5	42,5	0,9				3,55
37 <i>Musculium lacustre</i>	7,3					23,3				69,4							0,26
38 <i>Pisidium henslowianum</i>	18,0	6,2	0,8	6,9	5,9	4,4	14,4	12,2	4,0				2,2	24,9			3,41
39 <i>Pisidium supinum</i>	20,3	20,9		27,4	13,5			11,6	6,3								1,65
40 <i>Pisidium subtruncatum</i>	15,1	3,4		2,0	2,7	9,9	19,1	14,3	1,2		7,5			24,7			3,71
41 <i>Pisidium nitidum</i>	2,6	0,6		2,8			23,7	12,9	2,7		54,7						2,20
42 <i>Pisidium obtusale</i>	100																0,02
43 <i>Pisidium casertanum</i>	2,4	3,0		5,8	0,5	8,4	14,5	17,8	3,1		7,1			37,5			2,62
44 <i>Pisidium cas. pondarosum</i>	16,1	7,9		36,9	12,2		3,7	4,1	5,3					13,7			1,82
45 <i>Pisidium moitessierianum</i>	42,1	6,9		35,1	7,7			2,7	1,2					4,3			1,53
Summe Individuen in %																	100,0
Anzahl der Probenstellen	2	2	4	2	3	3	3	5	6	3	1	2	1				37
Individuenzahl (Mittelwert)	179,5	779,5	41,8	194,0	644,3	71,3	111,7	168,4	126,8	101,0	83,0	103,0	462,0				
nachgewiesene Taxa	32	25	18	27	28	20	27	30	31	14	11	8	11				45
Diversität (H')	3,00	2,08	2,17	2,31	2,26	2,44	2,83	2,65	2,55	2,00	1,84	1,08	1,78				
Evenness (E)	0,86	0,65	0,75	0,70	0,68	0,81	0,86	0,78	0,74	0,76	0,77	0,52	0,74				

Tab. 11. Relative Ähnlichkeit (percentage similarity) der Fauna (in Prozent) innerhalb der 13 nach der Lage im Untersuchungsgebiet definierten Gewässertypen.

Arten/Taxa (in Prozent)	Hauptgewässertyp	Hauptarm des Auegebietes					Seitenarm		Zubringer		Hinterland		Referenzgewä.	
		bei Maria Ellend	bei Haslau	Mitterhaufen (Gerhne)	Mitterhaufen (Buchten)	bei Regelsbrunn	dynamisch	weniger dynamisch	dynamisch	weniger dynamisch	isolierte Tümpelkette	Leite Quellaustritte	Donau-Fluß	Fische-Bach
1	Hauptarm (HA) bei MEllend	-	47,7	35,2	51,6	46,84	27,2	29,3	41,8	45,8	12,9	15,6	10,7	35,7
2	Hauptarm (HA) bei Haslau		-	30,9	52,7	86,8	14,9	23,0	31,8	48,9	2,1	8,1	5,7	38,9
3	HA-Mitterhaufen, dynamisch			-	20,6	31,2	14,7	17,1	22,4	35,8	13,2	12,3	16,7	8,3
4	HA-Mitterhaufen, dynamisch				-	50,0	16,4	27,9	41,5	53,7	4,3	10,4	4,1	60,4
5	HA bei Regelsbrunn					-	14,6	22,2	30,8	47,4	3,3	7,3	5,6	35,2
6	Seitenarm, dynamisch						-	45,1	37,8	24,9	58,1	58,6	9,0	18,3
7	Seitenarm, wenig dynamisch							-	54,0	31,8	40,4	30,4	9,7	33,1
8	Zubringer, dynamisch								-	38,7	15,2	26,6	10,9	48,1
9	Zubringer, wenig dynamisch									-	8,8	21,1	24,4	34,3
10	isolierte Tümpelkette										-	33,7	4,7	0,5
11	Gewä. mit Kaltwasseraustritte											-	17,7	10,3
12	Donau-Fluß												-	1,6
13	Fließgewässer Fisch													-

4.3. Seitenarme im Auegebiet

Nach den von FOECKLER definierten Molluskengesellschaften ist die vorliegende Artenzusammensetzung am ehesten der **Radix auricularia-Gyraulus albus-Gesellschaft** zuzuordnen.

Die Dynamik in den untersuchten Seitenarmen ist als "nicht hoch" einzustufen. Diese Annahme stützt sich auf die vorkommende Gesellschaft und im besonderen durch die hohe Vorkommenshäufigkeit und das individuenreiche Auftreten von *Planorbarius corneus* und *Lymnaea stagnalis*, weiters von *Anisus vortex*, *Planorbis planorbis*, *Gyraulus albus* und *Anisus vorticulus*, die alle zu den stillwasserbevorzugenden Arten gereiht werden.

4.4. Altarme mit ausgeprägter Verlandungstendenz

Eine zumeist dicke und nicht kompakt gelagert Feinsedimentauflage, welche z.T. stark reduziert ist, und die außerordentlich reichliche Akkumulation von grobem organischem Material (im besonderen Totholz) charakterisieren die fortschreitende Verlandung der stark isolierten Gewässer. Die Individuendichte der im Sediment siedelnden Arten ist im Vergleich zu den anderen untersuchten Gewässern mit Feinssubstratböden gering; Tümpelformen, welche bevorzugt auf der Gewässerbodenoberfläche leben, treten wiederum stärker auf. Ein höherer Anteil phytophiler Formen konnte trotz des z.T. sehr stark verkrauteten Charakter dieser Altarme nicht festgestellt werden.

Die Zuordnung zu einer der nach FOECKLER (1990) definierten Molluskengesellschaften ist nicht eindeutig möglich. Die standorttypischen Faktoren dieser Gesellschaft sind nach FOECKLER (1990): Lage meist in der fossilen Aue (hoher Isolationsgrad), dauerhafte Stillgewässer, konstanter Wasserspiegel, befinden sich in einem Verlandungsprozeß, der durch Grundwassereinfluß verzögert wird. Zu erwarten wäre die **Valvata cristata-Planorbis carinatus-Gesellschaft**, deren Leitarten *Musculium lacustre*, *Sphaerium corneum* und *Hippeutis complanatus* in diesen Gewässern auch vorhanden sind. Allerdings fehlen die namensgebenden Charakterarten und auch die Leitart *Bathyomphalos contortus*.

4.5. Referenzgewässer Donau-Fluß

Das von der Wellenschlagswirkung stark beeinflusste und aus dynamisch sich umlagernden Grobsediment bestehende Litoral der Donau ist außerordentlich arten- und individuenarm. Lediglich die rheophile Art *Ancylus fluviatilis* konnte vereinzelt nachgewiesen werden. Auch in den ausgedehnten ufernahen seichten Stillwasserbereichen, bestehend aus reinem Schottersubstrat und gut entwickeltem Aufwuchs, ist eine geringe Artenmanigfaltigkeit und Diversität zu beobachten, doch mit einer hohen Besiedlungsdichte von *A. fluviatilis*. Im Gegensatz dazu ließ sich in einer kleinen Hafenanlage im Bereich des Uferblockwurfs, in welchem reichlich Feinsediment eingelagert ist, eine deutlich höhere Arten- und Individuenzahl durchwegs rheophiler Formen beobachten.

4.6. Referenzgewässer Fische

Das Bodensubstrat wird von einer mächtigen, einheitlichen Feinssedimentschicht gebildet und weist an den gewählten Probenstellen wenig Struktur (kaum Makrophyten und Totholz etc.) auf. Dieser Lebensraum beherbergt von allen untersuchten Gewässertypen die höchsten Besiedlungsdichten von Kleinmuscheln (mehrere Arten der Gattung *Pisidium*) und der beiden Schnecken *L. naticoides* und *V. piscinalis*. Die Gesamtbesiedlungsdichte liegt ähnlich hoch wie im Hauptarm. Auffällig ist das Fehlen aller Großmuschelarten und jenen Formen, die ein kompaktes Hartsubstrat zur Kolonisation benötigen (z.B. *D. polymorpha*, *A. fluviatilis*, *A. lacustris*). Typische Fließgewässerformen und phytophile Arten kommen im Vergleich zum Hauptarm und besonders zu den Einströmbereichen in deutlich geringerer Anzahl vor.

4.7. Vergleich der Hauptgewässertypen des Auegebietes

Kurz gefaßt läßt sich folgende markante Faunenverteilung innerhalb der einzelnen Gewässer beschreiben:

Hauptarm & Einströmbereiche kennzeichnet das Vorhandensein von *Lithoglyphus naticoides*, *Dreissena polymorpha*, *Unio pictorum*, *Unio tumidus*, *Gyraulus laevis*, *Pisidium supinum* und *P. moitessierianum* sowie das Fehlen von *Planorbarius corneus*.

Seitenarme & stark verlandende Altarme kennzeichnet das Vorhandensein von *Planorbarius corneus* und das Fehlen der bereits bei Hauptarm & Einströmbereichen angeführten Arten.

Hauptarm & Einströmbereiche & Seitenarme kennzeichnet das Vorhandensein von *Physella acuta* und *Pisidium henslowanum*. Diese Arten fehlen durchwegs in den isolierten Altarmen mit starken Verlandungstendenzen.

Diese Komplexbildung Hauptarm & Einströmbereichen einerseits und Seitenarme & stark verlandende Altarme im Hinterland andererseits zeigt sich auch in der Ähnlichkeitsmatrix der Gewässertypen (Tab. 11). Während die 5 definierten Gewässergruppen des Hauptarmes mit den 2 Subtypen der Einströmbereiche fast durchwegs Ähnlichkeiten von ca. 30-55 % aufweisen, liegt die faunistische Ähnlichkeit von Hauptarm und Seitenarme generell unter 30 %, jene von Hauptarm und isolierten Altarmen sogar unter 15 %. Dagegen findet man zwischen den Seitenarmen und isolierten Altarmen eine Ähnlichkeit von bis zu 60 %. Die Ähnlichkeit bzw. Unähnlichkeit zwischen den einzelnen Gruppen beruht auf dem eingangs angeführten Vorhandensein bzw. Fehlen bestimmter Arten in den einzelnen Gewässergruppen.

5. Literatur

- BLESS, R. (1980): Bestandsentwicklungen der Mollusken-Fauna heimischer Binnengewässer und die Bedeutung für Naturschutz und Landschaftspflege - Biologische Abhandlungen, Bd. 5, 59-60.
- BOTHAR, A. (1966): Beiträge zur Kenntnis der Weichtierfauna der ungarischen Donau. - Opusc. zool., 6: 93-107, Budapest.
- DEUTSCH, I., KIENASBERGER, E., ROTTER, D., STELZER, D., UHL, M. & WEIGAND, E. (in press.): Verteilung und Koexistenz der Unionidae im Hauptarm des Donauaubebietes bei Regelsbrunn, Niederösterreich. Mai 1996, Lauterbornia, in Druck.
- DUDICH, (1967): 1. Systematisches Verzeichnis der Tierwelt der Donau mit einer zusammenfassenden Erläuterung. - In: LIEPOLT, R. (ed.): Limnologie der Donau, Stuttgart, 3: 4-69.
- FALKNER, G. (1990): Vorschlag für eine Neufassung der Roten Liste der in Bayern vorkommenden Mollusken (Weichtiere). - Schriftenreihe des Bayerischen Landesamtes für Umweltschutz, Heft 97, 61-112.
- FOECKLER, F. (1990): Charakterisierung und Bewertung von Augewässern des Donauraums Straubing durch Wassermolluskengesellschaften. - Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL), Bericht 7, 150 pp.
- FOECKLER, F., DIEPOLDER, U. & DEICHNER, O. (1991): Water Mollusc Communities and Bioindication of Lower Salzach Floodplain Waters. - Regulated Rivers: Research & Management, Vol. 6, 301-312.
- FOECKLER, F., ORENDT, C., KRETSCHMER, W. & SCHMIDT, H. (1994): Gewässertypisierung und -bewertung im Bereich der Donau-Aue bei Straubing (Bayern) anhand von Weichtiergemeinschaften. - Wiss. Mitt. Niederösterr. Landesmuseum, 8, 119-125.
- FRANK, C. (1981): Aquatische und terrestrische Molluskenassoziationen der niederösterreichischen Donau-Auengebiete und der angrenzenden Biotop - Teil I. - Malakologische Abhandlungen, Bd. 7, Nr. 5.
- FRANK, C. (1982): Aquatische und terrestrische Molluskenassoziationen der niederösterreichischen Donau-Auengebiete und der angrenzenden Biotop - Teil II. - Malakologische Abhandlungen, Bd. 8, Nr. 8, 95-124.
- FRANK, C. (1983): *Lithoglyphus naticoides* (C. PFEIFFER, 1828) (Hydrobiidae) in Österreich erneut lebend nachgewiesen, sowie ein neuer Standort von *Perforatella (P.) bidentata* (GMELIN, 1788) (Helicidae) in Österreich (Gastropoda). - Malakolog. Abhandlungen, Bd. 9/4.
- FRANK, C. (1987): Aquatische und terrestrische Mollusken der niederösterreichischen Donau-Auengebiete und der angrenzenden Biotop - Teil VII. - Wiss. Mitt. Niederösterr. Landesmus., Bd. 5, 13-121.
- FRANK, C. & REISCHÜTZ, P.L. (1994): Rote Liste gefährdeter Weichtiere Österreichs (Mollusca: Bivalvia und Gastropoda). In: GEPP, J. (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. - Grüne Reihe des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie; Styria-Verlag, pp. 283-316.
- FRÖMMING, E. (1956): Biologie der mitteleuropäischen Süßwassermollusken - Duncker & Humbolt, Berlin, 1. Auflage, 316 S.
- GLOER, P., MEIER-BROOK, C. & OSTERMANN, O. (1992): Süßwassermollusken. - 10.Aufl., Deutscher Jugendbund für Naturbeobachtungen, Hamburg.
- Österreich (Gastropoda, Prosobranchia). Mit einer vergleichenden Zusammenstellung der Molluskenarten aus den niederösterreichischen Donau-Augewässern bei Stopfenreuth, Altenwörth und Greifenstein. - Heldia, 1(4): 139-142.
- HÄSSLEIN, L. (1966): Die Molluskengesellschaften des Bayerischen Waldes und des anliegenden Donautales - 20. Bericht der Naturforschenden Gesellschaft Augsburg, 177 S.

IMHOF, G., ZWICKER, E., & CHRISTOF-DIRRY, P. (1992): Charakterisierung anthropogen unterschiedlich beeinflusster Lebensräume an verlandenden Altarmen im Planungsraum des Wasseranreicherungsversuches Obere Lobau - Wassermollusken (auf Grundlage der Bearbeitung von E. KÖHLER-HABERLEHNER). - ÖWW 44, H. 11/12, 287-346.

JUNGBLUTH, J.H., FALKNER, G. & SCHMALZ, K.V. (1986): Kartierung der Mollusken (Weichtiere). - Ornithologische Arbeitsgemeinschaft Ostbayern (Hrsg.): Ökologische Grundlagenermittlung Stauhaltung Straubing: S. 457-501, Laufen.

KLEMM, W. (1960): Catalogus Faunae Austriae. Teil VIIa Mollusca. Springer Verlag, Wien, 59 S.

MODELL, H. (1965): Die Najadenfauna der oberen Donau. - Veröffent. Zool. Staatssamml. München, 9, 159-304.

NESEMANN, H. & REISCHÜTZ, P.L. (1994): Mollusca: Gastropoda und Bivalvia. In: MOOG, O. (ed.) (1995): Fauna Aquatica Austriaca - Katalog zur autökologischen Einstufung aquatischer Organismen Österreichs. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft.

REAVELL, P.E. (1980): A Study of the Diets of some British Freshwater Gastropods - J. Conch. 30 (4): 253-271.

REISCHÜTZ, P.L. (1981): Die rezenten Wasserschneckenarten Österreichs (Moll., Gastropoda). - Mitt. Abt. Zool. Landesmus. Joanneum, Jg. 10, H. 2, 127-133.

REISCHÜTZ, P.L. (1985): Das Tierleben an und in Auengewässern. In: GEPP, J., (Ed.): Auengewässer als Ökozellen. Grüne Reihe des BM. f. Gesundheit und Umweltschutz, Wien. Bd. 4., 249-252.

SCAMONI, A. (1963): Einführung in die praktische Vegetationskunde. - G. Fischer, Jena, 2. Auflage, 238 S.

ÜBL, C., WAGNER, F. & WEIGAND, E. (1995): Verteilung der Großmuscheln (Najaden) und begleitende Erhebung der Wasserschnecken im Donaualtarm bei Regelsbrunn. - Unveröff. Bericht der Formal- und Naturwiss. Fakultät der Univ. Wien.

Libellen

Eva CHWALA und Rainer RAAB

1. Einleitung

1.1. Libellen als Bioindikatoren

Vor allem in Deutschland, Österreich und der Schweiz wird auf die wichtige Rolle der Libellen als Bioindikatoren sowohl für Fließgewässer (DONATH, 1984, 1987; REHFELDT, 1986) als auch für andere Feuchtgebiete (CHOVANEK, 1991, 1994; CORBET, 1993; KÖNIG, 1989; SCHMIDT, 1983, 1985, 1991; SCHORR, 1990; WARINGER, 1989; WARINGER-LÖSCHENKOHL & WARINGER 1990) hingewiesen.

Das Indikationspotential bezieht sich vor allem auf die Bewertung von Habitatstrukturen im und am Gewässer sowie seines Umlandes, auf die Qualität der Wasser-Land-Übergangszonen, auf die Vernetzung des Gewässers mit dem Umland bzw. anderen Gewässern und auf die Auswirkungen diverser Nutzungsformen (CHOVANEK, 1994). Besonders enge Beziehungen bestehen zwischen dem Vorkommen bestimmter Vegetationsstrukturen und dem Auftreten einzelner Libellenarten (vgl. SCHMIDT, 1989); Libellen reagieren daher auch empfindlich auf Eingriffe in Pflanzenbestände. BANSE & BANSE (1985) unterstreichen ebenfalls die Bedeutung der Vegetationsflächen von Gewässern für ein artenreiches Libellenvorkommen, streichen aber auch Faktoren wie Flachuferanteil und Besonnungsgrad hervor.

Die Eignung von Libellen als Bioindikatoren ergibt sich aus mehreren Gründen. Libellen sind auf verschiedene aquatische und terrestrische Teillebensräume angewiesen: Larvallebensraum, Schlupfplatz, Imaginallebensraum (Territorium, Ruhebereiche, Migrationsräume, ...). Dadurch sind Aussagen zu größeren räumlichen Einheiten möglich. Bioindikation anhand von Libellen integriert eine längere Zeitspanne (die Entwicklungszeit der Larven dauert bei einzelnen Arten mehrere Jahre). Die ökologischen Ansprüche sind - besonders bei den Stillwasserarten - verhältnismäßig gut bekannt. Die Artenzahl ist überschaubar, die meisten Spezies sind bereits

im Feld oder anhand von Fotos bestimmbar. Der Nachweis der Bodenständigkeit ist durch entsprechende Funde oder Beobachtungen relativ leicht zu erbringen. Bereits anhand der Ergebnisse von wenigen passenden Untersuchungstagen können die regelmäßig in mittlerer bis hoher Abundanz bodenständigen Arten vollständig erfaßt werden (SCHMIDT 1984, 1985). Die Möglichkeiten des Einsatzes von Libellen erstrecken sich auf verschiedene Bereiche (vgl. WILDERMUTH, 1991): Möglichst flächendeckende Bestandserfassungen sind Basis für verschiedene Schutzmaßnahmen und die Erstellung Roter Listen; die Folgen wasserbaulicher Eingriffe (Regulierungen, Restrukturierungen, Gewässerneuschaffungen, Pflegeeingriffe) können aufgezeigt und bewertet werden (vgl. z.B. auch BORSUTZKY, 1990); die Auswirkungen verschiedener Formen der Gewässernutzung (z.B. Freizeit, Fischerei) können erfaßt werden. Bei all diesen Anwendungsgebieten besteht ein enges Wechselspiel zwischen Bereichen der Grundlagenforschung und naturschutzorientierter Forschung: Einerseits bedarf es einer Intensivierung der Grundlagenforschung in verschiedenen Bereichen der Libellenökologie, wie Habitatwahl, Ausbreitungskapazität, Biotopbindung, Populationsdynamik, Konkurrenz, Libellensukzession, um das Indikatorpotential dieser Tiergruppe zu optimieren; andererseits wird diesem Forschungsbedarf zu einem beträchtlichen Teil auch durch die Ergebnisse entsprochen, die durch die Verwendung von Libellen als Indikatororganismen in einer Vielzahl von anwendungsorientierten Studien gewonnen werden (vgl. CHOVANEC, 1994; RAAB & CHWALA, im Druck).

1.2. Libellenfauna der österreichischen Donauauen

Die Libellenfauna der österreichischen Donauauen ist abschnittsweise relativ gut erforscht. Historische Daten liegen vor allem für den Prater und die Lobau in Wien vor (Brauer, 1851, 1856; Brauer & Löw, 1857; Vornatscher, 1938). Neuere Untersuchungen gibt es von den Donauauen im südöstlichen Linzer Raum (Laister, 1994), von der Altenwörther Au (Waringer, 1989), von der Greifensteiner Au (Wassermann, 1995, 1996), von der Klosterneuburger und Korneuburger Au (Graf, 1996), von der Lobau (Schweiger-Chwala, 1994) und von der Stopfenreuther Au (Waringer, 1983, 1986). Aus dem Ausystem zwischen Fischamend und Bad Deutschaltenburg liegen einige Libellennachweise von der Arbeitsgemeinschaft Biffi-Jungwirth-Moog (1988) und von einer Projektstudie von Battin & Sauberer (1991) sowie einzelne unpublizierte Daten von Chwala aus dem Jahre 1992 vor.

2. Erhebungsmethode

2.1. Auswahl der Aufnahmestandorte

Die Auswahl erfolgte mit dem Ziel eine weitgehend flächendeckende Libellenkartierung der Au zwischen Maria Ellend und Regelsbrunn durchzuführen. Die Aufnahme erfolgte in 200 m x 200 m Raster, wobei wenn möglich eine nochmalige Viertelteilung der Raster erfolgte. Nach der vollständigen Sommererhebung 1995 wurde aus finanziellen Gründen die Untersuchungsfläche der Herbst-erhebung 1995 und der Frühjahrserhebung 1996 verringert. Dabei wurde versucht möglichst alle charakteristischen Gewässertypen mit unterschiedlichen Biotopstrukturen zu erfassen.

2.2. Aufnahmezeitraum

Für die Erhebung wurden - an möglichst sonnigen und windstillen Tagen - insgesamt 22 ganztägige Exkursionen (Sommer 1995: 9.6., 20.6., 21.6., 2.7., 7.7., 10.7., 11.7., 24.7., 25.7., 26.7.; Herbst 1995: 12.9., 18.9., 23.9., 24.9.; Frühjahr 1996: 30.5., 31.5., 1.6. und 2.6.) von jeweils zwei Personen ins Untersuchungsgebiet unternommen.

2.3. Erhebung des repräsentativen Artenspektrums

Aufgrund der unterschiedlichen Flugzeiten der einzelnen Libellenarten sind zur vollständigen Erfassung des Artenspektrums des Untersuchungsgebietes mehrere Begehungen zu unterschiedlichen Zeiten notwendig (vgl. SCHMIDT, 1985).

Zwischen 9.6.1995 und 26.7.1995 wurden im Verlauf von 10 Exkursionen sämtliche Gewässer des Untersuchungsgebietes - je nach Zugänglichkeit - entweder entlang des Ufer begangen oder mit einem Schlauchboot befahren. Vier weitere Exkursionen zwischen 12.9.1995 und 24.9.1995 dienten der Kartierung der Libellenfauna ausgewählter Gewässerabschnitte. Zur Erfassung auch der Frühjahrs- bzw. Frühsommerarten wurden nun im Jahr 1996 - jeweils von beiden Bearbeitern gemeinsam - vier weitere, ganztägige Exkursionen zwischen 30.5.1996 und 2.6.1996 unternommen (Abb. 1).

In jedem Aufnahmequadranten wurden die Adulttiere sofern es nötig war und sie erreichbar waren mit Keschern (Durchmesser 40 und 50 cm, Stiellänge 70-220 cm) gefangen und mit Hilfe der Bestimmungsschlüssel von BELLMANN (1987) und WENDLER & NÜß (1991)

3. Ergebnisse

3.1. Gesamtüberblick

Im Zuge der systematischen Erhebungen der vorliegenden Arbeit wurden insgesamt 7740 Imagines bestimmt und dabei 29 Arten festgestellt (darin enthalten 32 nur bis zur Gattung bestimmbare Exemplare). In 98 Aufnahmequadranten konnten Libellen nachgewiesen werden. Für 16 Arten liegen Nachweise der Bodenständigkeit vor (Tab. 1).

Das Arteninventar des Untersuchungsgebietes ist in Tabelle 2 mit den Gefährdungskategorien aufgelistet.

3.2. Artenzahl der Aufnahmequadranten

Die höchsten Artenzahlen waren an dem an die Fische anschließenden Altarm westlich von Maria Ellend (D6 bis D10), im Bereich der Traverse nördlich von Maria Ellend (D13 bis 14 und E14), am südlich verlaufenden Altarm vor der Mitterhaufen-Traverse (G31 bis G33) sowie am "Roten Loch" (F32), am südlichsten Nebenarm im Bereich Schüttlau zwischen der Mitterhaufen-Traverse und der Regelsbrunner Traverse (E36 bis E39) (Abb. 2, Anhang Tab. 1).

3.3. Individuenhäufigkeit

Die Zygoptera haben mit 7107 Nachweisen einen Anteil von 91,8 % an den Gesamtfunden, die Anisoptera mit 633 Nachweisen nur 8,2 %. Die bei weitem individuenreichste Art im Untersuchungsgebiet ist *Platycnemis pennipes* mit 4475 Nachweisen, gefolgt von *Erythromma viridulum* mit 1749 Nachweisen. Die häufigste Anisopterenart ist *Orthetrum cancellatum* mit 279 Nachweisen

Immature Individuen konnten nur von *Platycnemis pennipes* (2457 Ex.) zahlreich festgestellt werden, von *Orthetrum cancellatum* (38 Ex.) und *Ischnura elegans* (36 Ex.) wurde nur eine wesentlich geringere Anzahl vorgefunden. Vergleicht man nur die Adultfunde zeigt sich, daß *Platycnemis pennipes* und *Erythromma viridulum* bei weitem weniger unterschiedliche Häufigkeiten aufweisen, als bei Betrachtung der Gesamtindividuenanzahl (Tab. 1).

Tabelle 1: Die nachgewiesenen Libellenarten der Donauau zwischen Maria Ellend und Haslau aus den Aufnahmen 1995 und 1996; Summe der Individuenfunde (Gesamt), getrennt nach Adulttieren (Adult) und frisch geschlüpften Immaturi (Imm.). % = relative Häufigkeit, Bst. = Bodenständigkeit. Die Reihung der Libellenarten erfolgte nach WENDLER et al. (1995).

	Adult	Imm.	Gesamt	%	Bst.
<i>Calopteryx splendens</i> (Harris, 1782)	266	0	266	3,44	ja
<i>Calopteryx virgo</i> (Linné, 1758)	1	0	1	0,01	n
<i>Sympecma fusca</i> (Vander Linden, 1820)	7	0	7	0,09	n
<i>Lestes viridis</i> (Vander Linden, 1825)	117	3	120	1,55	ja
<i>Platycnemis pennipes</i> (Pallas, 1771)	2457	2018	4475	57,82	ja
<i>Coenagrion puella</i> (Linné, 1758)	111	0	111	1,43	ja
<i>Coenagrion</i> sp.	1	0	1	0,01	
<i>Erythromma najas</i> (Hansemann, 1823)	23	0	23	0,30	ja
<i>Erythromma viridulum</i> (Charpentier, 1840)	1748	1	1749	22,60	ja
<i>Erythromma</i> sp.	3	0	3	0,04	
<i>Ischnura elegans</i> (Vander Linden, 1820)	314	36	350	4,52	ja
<i>Enallagma cyathigerum</i> (Charpentier, 1840)	1	0	1	0,01	n
<i>Brachytron pratense</i> (Müller, 1764)	4	0	4	0,05	n
<i>Aeshna grandis</i> (Linné, 1758)	2	0	2	0,03	n
<i>Aeshna cyanea</i> (Müller, 1764)	9	0	9	0,12	ja
<i>Aeshna mixta</i> Latreille, 1805	36	0	36	0,47	ja
<i>Aeshna affinis</i> Vander Linden, 1820	23	0	23	0,30	ja
<i>Aeshna isosceles</i> (Müller, 1764)	23	0	23	0,30	n
<i>Anax imperator</i> Leach, 1815	22	0	22	0,28	ja
<i>Anax parthenope</i> (Selys, 1839)	5	0	5	0,06	n
Aeshnidae	3	0	3	0,04	
<i>Gomphus vulgatissimus</i> (Linné, 1758)	25	0	25	0,32	n
<i>Cordulia aenea</i> (Linné, 1758)	1	0	1	0,01	n
<i>Somatochlora metallica</i> (Vander Linden, 1825)	17	0	17	0,22	n
<i>Epitheca bimaculata</i> (Charpentier, 1825)	2	0	2	0,03	n
Corduliidae	1	0	1	0,01	
<i>Libellula depressa</i> Linné, 1758	7	0	7	0,09	n
<i>Libellula</i> sp.	0	1	1	0,01	
<i>Orthetrum albistylum</i> (Selys, 1848)	51	1	52	0,67	ja
<i>Orthetrum cancellatum</i> (Linné, 1758)	241	38	279	3,60	ja
<i>Orthetrum</i> sp.	2	2	4	0,05	
<i>Sympetrum vulgatum</i> (Linné, 1758)	21	0	21	0,27	ja
<i>Sympetrum striolatum</i> (Charpentier, 1840)	12	1	13	0,17	ja
<i>Sympetrum sanguineum</i> (Müller, 1764)	63	0	63	0,81	ja
<i>Sympetrum fonscolombii</i> (Selys, 1840)	1	0	1	0,01	n
<i>Sympetrum</i> sp.	17	2	19	0,25	
Arten insgesamt: 29	5637	2103	7740	100	

Tabelle 2: Gefährdungskategorie der Libellenarten in NÖ nach RAAB & CHWALA (im Druck); 1... Vom Aussterben bedroht, 2 ... Stark gefährdet, 3 ... Gefährdet, 4 ... Potentiell gefährdet, 6 ... Nicht genügend bekannt, - ... Ungefährdet.

ODONATA, LIBELLEN	Gefährdung
ZYGOPTERA, KLEINLIBELLEN	
CALOPTERYGIDAE, PRACHTLIBELLEN	
<i>Calopteryx splendens</i> (Harris, 1782), Gebänderte Prachtlibelle	4
<i>Calopteryx virgo</i> (Linnaeus, 1758), Blauflügel-Prachtlibelle	4
LESTIDAE, TEICHJUNGFERN	
<i>Sympecma fusca</i> (Vander Linden, 1820), Gemeine Winterlibelle	3
<i>Lestes [Chalcolestes] viridis</i> (Vander Linden, 1825), Weidenjungfer, Gemeine Weidenjungfer	-
PLATYCNEMIDIDAE, FEDERLIBELLEN	
<i>Platycnemis pennipes</i> (Pallas, 1771), Gemeine Federlibelle, Blaue Federlibelle	-
COENAGRIONIDAE, SCHLANKLIBELLEN	
<i>Coenagrion puella</i> (Linnaeus, 1758), Hufeisen-Azurjungfer	-
<i>Erythromma najas</i> (Hansemann, 1823), Großes Granatauge	4
<i>Erythromma viridulum</i> (Charpentier, 1840), Kleines Granatauge	4
<i>Ischnura elegans</i> (Vander Linden, 1820), Gemeine Pechlibelle	-
<i>Enallagma cyathigerum</i> (Charpentier, 1840), Becher-Azurjungfer, Gemeine Becherjungfer	-
ANISOPTERA, GROßLIBELLEN	
AESHNIDAE, EDELLIBELLEN	
<i>Brachytron pratense</i> (Müller, 1764), Kleine Mosaikjungfer, Früher Schilfjäger	2
<i>Aeshna grandis</i> (Linnaeus, 1758), Braune Mosaikjungfer	-
<i>Aeshna cyanea</i> (Müller, 1764), Blaugrüne Mosaikjungfer	-
<i>Aeshna mixta</i> Latreille, 1805, Herbst-Mosaikjungfer	-
<i>Aeshna affinis</i> Vander Linden, 1820, Südliche Mosaikjungfer	3
<i>Aeshna isosceles</i> (Müller, 1767), Keilflecklibelle	1
<i>Anax imperator</i> Leach, 1815, Große Königlibelle	-
<i>Anax parthenope</i> Selys, 1839, Kleine Königlibelle	2
GOMPHIDAE, FLUßJUNGFERN	
<i>Gomphus vulgatissimus</i> (Linnaeus, 1758), Gemeine Keiljungfer	3
CORDULIIDAE, FALKENLIBELLEN	
<i>Cordulia aenea</i> (Linnaeus, 1758), Gemeine Smaragdlibelle, Falkenlibelle	-
<i>Somatochlora metallica</i> (Vander Linden, 1825), Glänzende Smaragdlibelle	-
<i>Epiheca bimaculata</i> (Charpentier, 1825), Zweifleck	1
LIBELLULIDAE, SEGELIBELLEN	
<i>Libellula depressa</i> Linnaeus, 1758, Plattbauch	-
<i>Orthetrum albistylum</i> (Selys, 1848), Östlicher Blaupfeil	6
<i>Orthetrum cancellatum</i> (Linnaeus, 1758), Großer Blaupfeil	-
<i>Sympetrum vulgatum</i> (Linnaeus, 1758), Gemeine Heidelibelle	-
<i>Sympetrum striolatum</i> (Charpentier, 1840), Große Heidelibelle	-
<i>Sympetrum sanguineum</i> (Müller, 1764), Blutrote Heidelibelle	-
<i>Sympetrum fonscolombii</i> (Selys, 1840), Frühe Heidelibelle	6

GEWAESSERVERNETZUNG

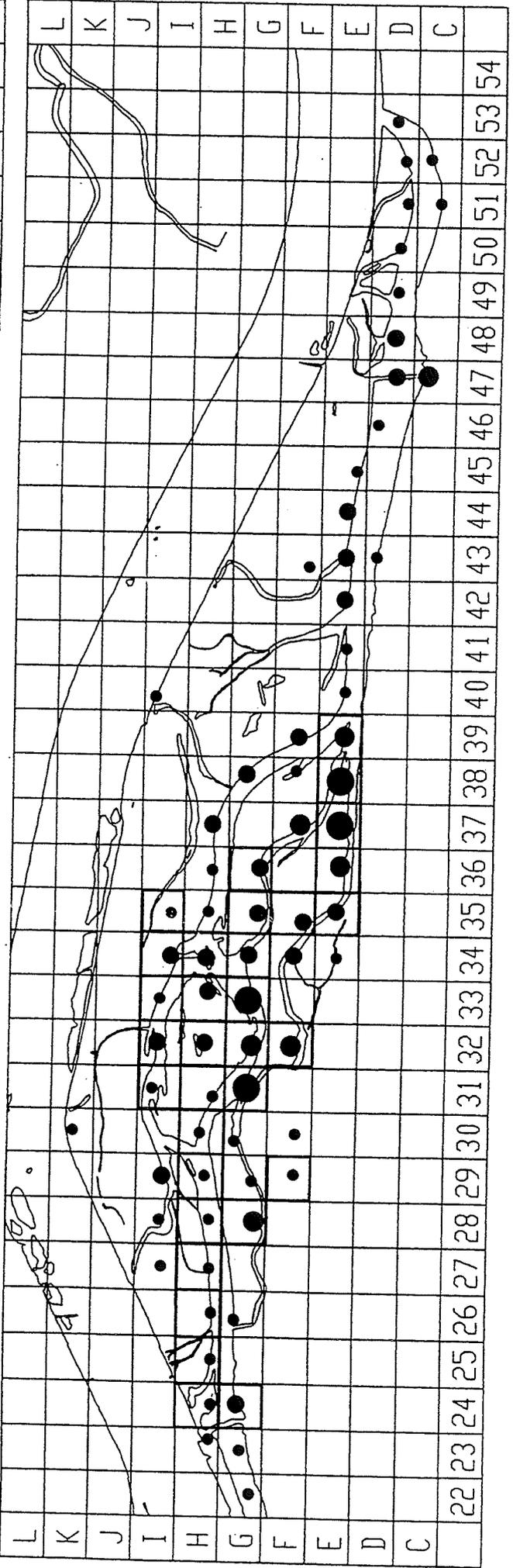
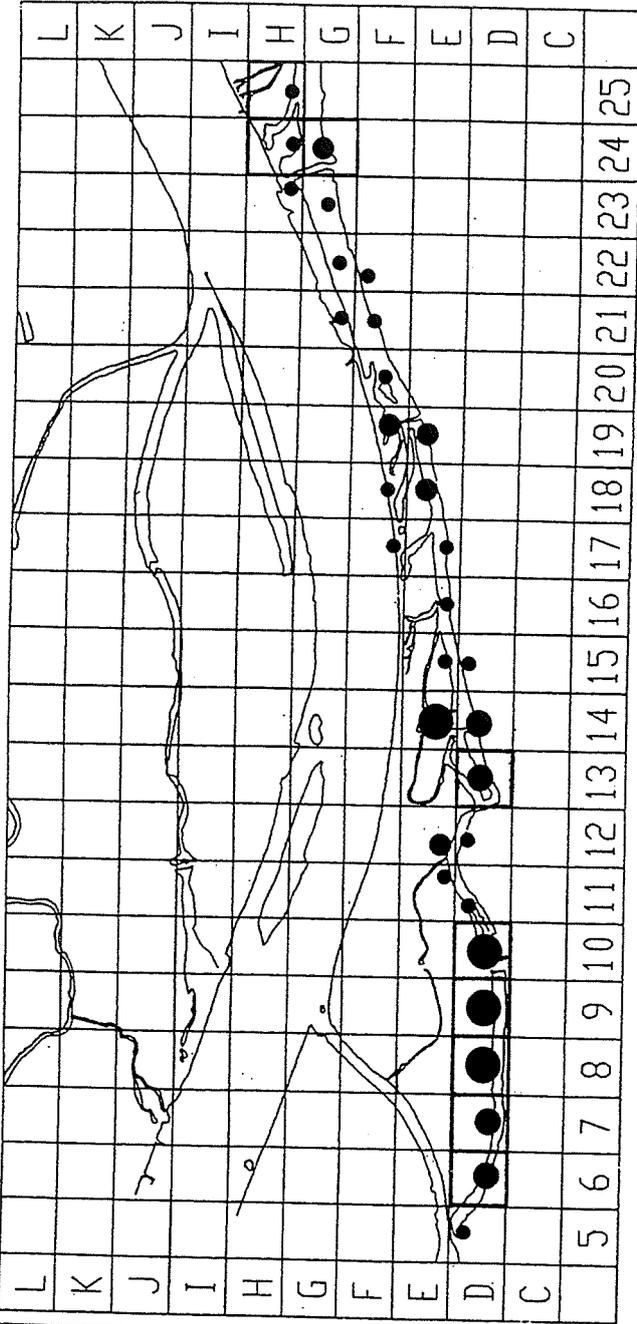
Ma. Ellend - Rege lsbrunn

Abb. 2: Libellenartenzahl
pro Aufnahmequadrant

- 13 - 17 Arten
- 9 - 12 Arten
- 5 - 8 Arten
- 1 - 4 Arten

Stark umrandete Aufnahmequadranten wurden im Frühjahr, Sommer und Herbst bezogen

Kartengrundlage: © Donau-Betriebs AG 1996
Ergänzungen: Baumgartner 1996



Bei der quantitativen Aufnahme der Odonaten an einem Gewässer ergeben sich eine Reihe praktischer Schwierigkeiten. So läßt sich zwar die Probefläche ziemlich exakt im Gelände festlegen, durch die gute Flugfähigkeit der Imagines, ihre Reaktionen auf Störungen, die unterschiedliche Zugänglichkeit und Übersichtlichkeit des Geländes, Erfahrung und Verfassung des Beobachters usw. werden die Aufnahmeergebnisse mehr oder weniger stark beeinflusst. Sie können daher nur Näherungswerte darstellen. Durch die Verwendung von Abundanzklassen wird es vermieden, eine methodisch nicht erreichbare Exaktheit vorzutäuschen (vgl. LEHMANN, 1984). Es wurde die Abundanzklasseneinteilung nach LEHMANN (1990) verwendet. Die Klasseneinteilung steigt in geometrischer Reihe an. Die niedrigeren Klassen weisen daher eine höhere Trennschäfte auf wie die höheren. Berücksichtigt wird dadurch auch, daß geringere Abundanzen leichter auszuzählen sind als höhere, wodurch dem zunehmenden Fehlerpotential entgegengewirkt wird (LEHMANN, 1990). Die Individuenzahlen beziehen sich auf die Funde einer Exkursion an einem Aufnahmeort. In den Abbildungen 1 bis 29 im Anhang wird die jeweils festgestellte höchste Abundanzklasse angegeben.

3.4. Stetigkeit

Die Verbreitung der Libellenarten im Untersuchungsgebiet wird durch die Stetigkeit zum Ausdruck gebracht. Als Stetigkeit wird der in Prozent ausgedrückte Anteil der Quadranten mit Vorkommen der betreffenden Art an der Gesamtzahl der Aufnahmequadranten mit Libellenfunden bezeichnet.

Die 4 verbreitetsten Arten in den 98 Aufnahmequadranten von denen Libellenfunde vorliegen sind *Platycnemis pennipes* (86,7 %), *Calopteryx splendens* (70,4 %), *Ischnura elegans* (61,2 %) und *Orthetrum cancellatum* (51,0 %) (Abb. 3). Gesondert ausgewertet wurden jene 38 Aufnahmequadranten, in denen das gesamte Jahresartenspektrum (Aufnahmen im Frühjahr, Sommer und Herbst) erhoben wurde (Abb. 4). Da im Sommer fast alle Aufnahmequadranten untersucht wurden, im Herbst jedoch nur weniger als die Hälfte, sind in der Gesamtauswertung die Herbstarten unterrepräsentiert. Dies zeigt sich besonders deutlich bei *Aeshna mixta*, deren Stetigkeit sich von 17,4 % auf 44,7 % erhöht und bei *Sympetrum sanguineum*.

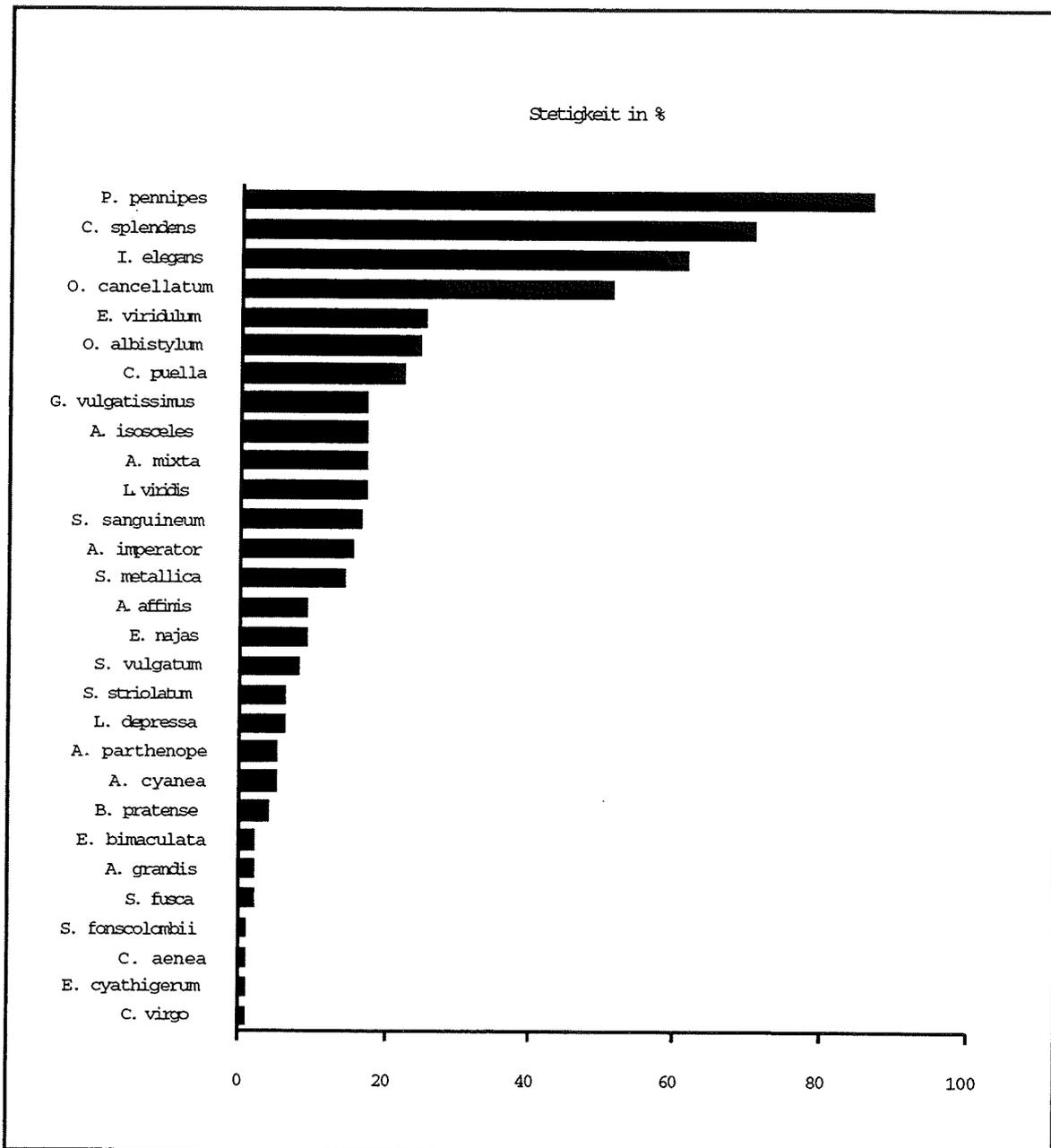


Abb. 3: Stetigkeit der Libellenarten in den 98 Aufnahmequadranten mit Libellennachweisen

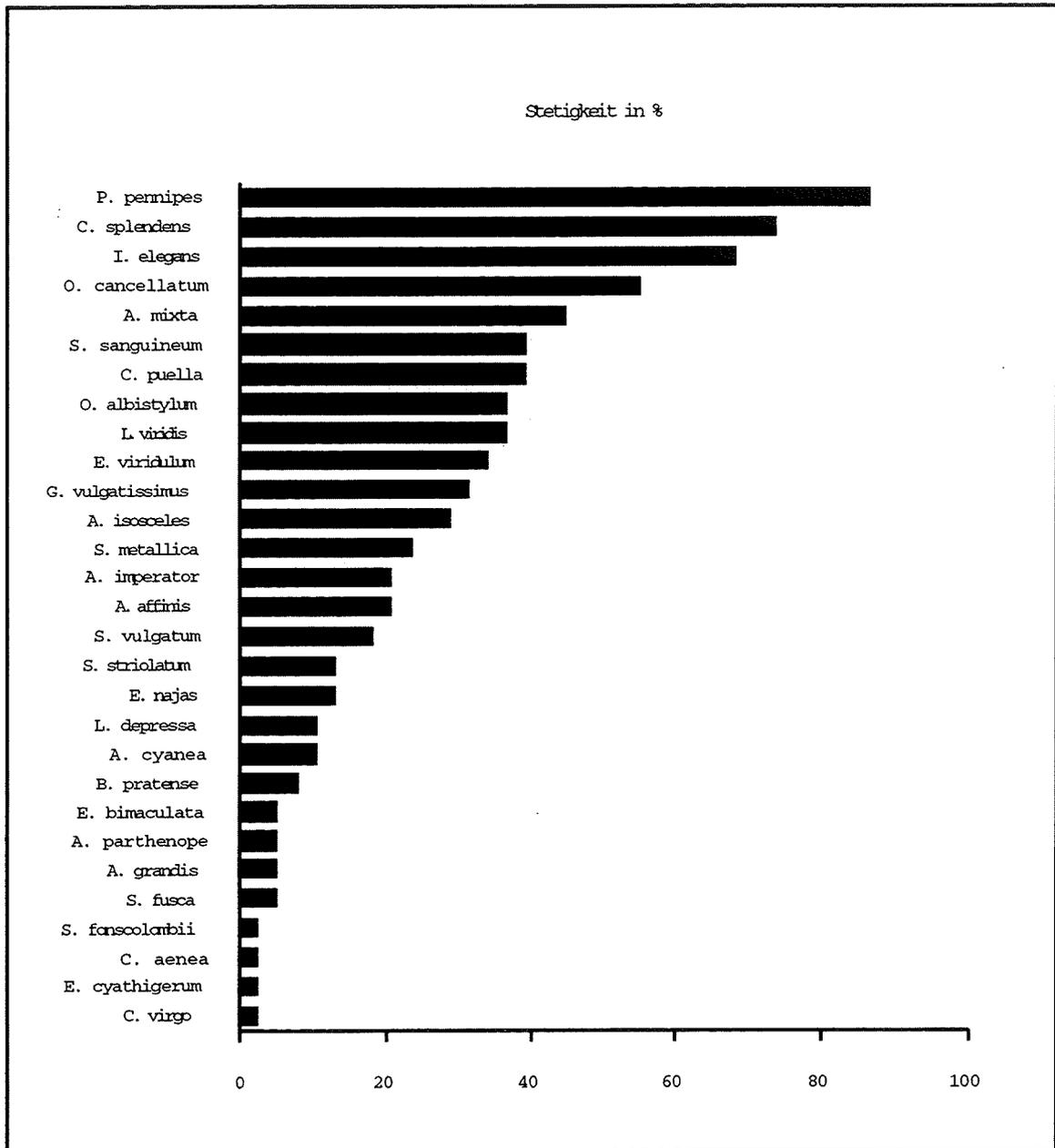


Abb. 4: Stetigkeit der Libellenarten in den 38 Aufnahmequadranten mit drei Aufnahmen im Jahresverlauf (Frühjahr, Sommer, Herbst).

4. Diskussion

4.1. Arteninventar

In der vorliegenden Untersuchung konnten 29 Libellenarten festgestellt werden. Nur wenige frühere Libellennachweise sind aus dem Untersuchungsgebiet bekannt. Die ARBEITSGEMEINSCHAFT BIFFL-JUNGWIRTH-MOOG (1988) wies im Oktober 1987 folgende 6 Arten als Larven nach: *L. viridis*, *P. pennipes*, *E. cf. najas*, *Ischnura elegans*, *A. affinis*. BATTIN & SAUBERER (1991) konnten am 28.6., 6.7., 22.8. u. 21.9.1991 im Untersuchungsgebiet folgende 16 Arten als Imagines nachweisen: *L. viridis*, *P. pennipes*, *C. puella*, *E. viridulum*, *I. elegans*, *A. grandis*, *A. cyanea*, *A. mixta*, *A. affinis*, *A. imperator*, *S. metallica*, *O. cancellatum*, *S. vulgatum*, *S. sanguineum*, *Coenagrion pulchellum* (1 Männchen) und *Sympetrum pedemontanum* (8 Männchen). Nur die letzten beiden Arten konnten in dieser Untersuchung nicht festgestellt werden. Im Jahre 1992 wurde von E. Chwala *Crocothemis erythraea* beobachtet. Auch diese Art konnte 1995/1996 nicht vorgefunden werden. Ende April 1995 wurde von E. Weigand (mündl. Mitt.) ein frisch geschlüpftes *Gomphus vulgatissimus*-Exemplar und ein adultes Weibchen von *L. depressa* fotografiert. Somit sind im Untersuchungsgebiet bis dato 32 Libellenarten nachgewiesen. Dies sind 47,8 % der 67 in Niederösterreich sicher nachgewiesenen Libellenarten (RAAB & CHWALA, im Druck). Dies entspricht in etwa den Artenzahlen in anderen Auegebieten entlang der Donau in Niederösterreich und in Wien; so wurden z. B. in der Oberen Lobau 36 Arten festgestellt (SCHWEIGER-CHWALA, 1994), in Altenwörth 31 Arten (WARINGER 1989).

Die häufigste Libellenart im Untersuchungsgebiet ist *Platycnemis pennipes*, die nach SCHORR (1990) eine Art größerer Stillgewässer mit schmalen Verlandungsgürtel bzw. langsam fließender, pflanzenreicher Gewässer ist. Ein großer Teil der Gewässer in der Donau zwischen Maria Ellend und Regelsbrunn sind größere Altarme mit meist baumbestandenen steilen Ufern. *Platycnemis pennipes* und *Calopteryx splendens* gehören zu den wenigen Arten, die auch die über das Wasser hängenden Äste der großen Bäume als Sitzwarten nutzen können, weshalb sie auch im Untersuchungsgebiet mit großer Stetigkeit vertreten sind. In großen Abundanzen tritt *P. pennipes* jedoch vor allem oberhalb der Traversen auf. Weiters konnten zahlreiche Exemplare beim Schlupf auf den Traversen beobachtet werden.

Die rheophile Art *Calopteryx splendens* weist die zweithöchste Stetigkeit im Gebiet auf, kommt jedoch an den meisten Gewässerabschnitten nur in relativ geringer Abundanz vor. Sie bevorzugt Bäche bzw. Flüsse mit schattenarmen Ufern, Uferried als Sitzplatz für die Imagines und flutender Vegetation zur Eiablage. Die Larven mit ihrer zweijährigen Entwicklungsdauer

findet man häufig an Wurzeln im Bereich von unterhöhlten Ufern, aber auch an Wasserpflanzen (ZAHNER, 1959, 1960). Die in Niederösterreich als gefährdet eingestufte *Gomphus vulgatissimus* ist die zweite typische Fließwasserart im Untersuchungsgebiet. Die Flugzeit beginnt Anfang Mai und endet meist bereits im Juli (MÜLLER, 1995). Daher konnte diese Art erst bei der Frühljahrsaufnahme 1996 in 25 Exemplaren nachgewiesen werden und zwar vor allem in größeren Brennesselfluren in Gewässernähe. Die Männchen und Weibchen halten sich in diesen windgeschützten Auwaldlichtungen zur Nahrungssuche auf und sind direkt am Gewässer schwer nachzuweisen, da die Männchen nur selten in geringer Höhe über dem Wasser patrouillieren und die meiste Zeit gut getarnt in der Vegetation sitzen. Die am Gewässer beobachteten Exemplare saßen vor allem an durchflossenen Altarmen im Bereich der Mitterhaufentraverse.

Insbesondere an Gewässerabschnitten mit flacheren und sonnigen Ufern, nämlich im westlichen Endabschnitt des Donaunebenarmes in Maria Ellend, an Stillwasserzonen im Nahbereich der Traversen in Haslau und der Mitterhaufentraverse sowie an verlandenden Altarmen bzw. Kleingewässern im Bereich Schüttlau, liegen die Quadranten mit den höchsten Artenzahlen, da hier neben den wenigen Fließwasserarten zahlreiche Stillwasserarten ihren Lebensraum finden. An diesen "ruhigen" Gewässerabschnitten trat vor allem *Erythromma viridulum* in großer Individuenzahl auf. Diese Art benutzt schwimmende Algenwatten bzw. die Wasseroberfläche erreichende submerse Vegetation als Eiablagesubstrat (SCHORR, 1990).

Gut ausgeprägte, großteils besonnte, flache Verlandungszonen von Stillgewässern mit dichtem Röhrichtgürtel sind im Untersuchungsgebiet kaum vorhanden. *Aeshna affinis* und die *Sympetrum*-Arten waren deshalb nur an wenigen Abschnitten und in geringen Abundanzen vertreten und manche Stillwasserarten mit enger Bindung an Verlandungszonen (z.B. *Lestes sponsa*, *Lestes virens*) fehlten im Untersuchungsgebiet überhaupt.

Die in Niederösterreich hochgradig gefährdeten Arten *Brachytron pratense* und *Epithea bimaculata* treten im Untersuchungsgebiet nur vereinzelt auf. Ihren idealen Lebensraum finden sie in den wasserpflanzenreichen und mit dichtem Röhricht bestandenen Altarmen der linksufrigen Donauauen unterhalb Wiens (Raab & Chwala, unpubl.).

Die Bodenständigkeit konnte im Rahmen dieser Untersuchung für 16 Libellenarten belegt werden. Für *Gomphus vulgatissimus* wurde im Frühjahr 1995 von E. Weigand (s. oben) die Bodenständigkeit im Untersuchungsgebiet nachgewiesen, womit sich die Anzahl bodenständiger Arten auf 17 erhöht. Als wahrscheinlich bodenständig können die Arten *Aeshna isosceles* und *Somatochlora metallica* gewertet werden, da mehrere Männchen an für diese Art typischen Biotopen angetroffen wurden. Die in Niederösterreich vom Aussterben

bedrohte *Aeshna isosceles* ist auf wärmebegünstigte eu- bis mesotrophe Gewässer mit ausgeprägtem Röhrichtbestand angewiesen (KUHN, 1992; RAAB & CHWALA, im Druck). SCHORR (1990) nennt als Habitat für *Somatochlora metallica* langsam fließende oder stehende Gewässer, die zum Teil von Bäumen und Sträuchern bestandene Ufer und eine größere offene Wasserfläche aufweisen.

4.2. Erwartete Auswirkungen der Altarmöffnung

Im Untersuchungsgebiet wurden bis einschließlich 1996 32 Libellenarten nachgewiesen. Da dies in etwa den Artenzahlen in anderen Auegebieten entlang der Donau in Niederösterreich und Wien entspricht, ist durch die Altarmöffnung keine gravierende Änderung der Gesamtartenzahl zu erwarten, die Abundanzen von einzelnen Arten werden sich jedoch merklich ändern.

Die zwei rheophilen Arten, *G. vulgatissimus* und *C. splendens* werden von der Altarmöffnung am ehesten profitieren. Bei *C. splendens*, die derzeit die zweithöchste Stetigkeit im Untersuchungsgebiet aufweist und meist nur in geringer Abundanz auftritt, ist vor allem eine Erhöhung der Abundanz in den meisten Gewässerabschnitten zu erwarten. Bei *G. vulgatissimus* wird sich hingegen vor allem die Stetigkeit erhöhen. Positive Auswirkungen können auch für die Pionierart *Orthetrum cancellatum* und ihre "Schwesterart" *Orthetrum albistylum* erwartet werden, da diese vegetationslose Schlamm- und Schotterflächen, die durch die Dynamik der Hochwässer immer wieder neu entstehen, als Lebensraum nutzen.

Die Quadranten mit den höchsten Artenzahlen liegen derzeit an Gewässerabschnitten mit flacheren und sonnigen Ufern, nämlich im westlichen Endabschnitt des Donaunebenarmes in Maria Ellend, an Stillwasserzonen im Nahbereich der Traversen in Haslau und der Mitterhaufentraverse sowie an verlandenden Altarmen bzw. Kleingewässern im Bereich Schüttlau, da hier neben den wenigen Fließwasserarten zahlreiche Stillwasserarten ihren Lebensraum finden. Gerade in diesen Bereichen werden sich vermutlich die Habitatstrukturen im und am Gewässer deutlich ändern.



Abbildung 5: *Platycnemis pennipes*, Paarungsrund; diese Art weist im Untersuchungsgebiet die größte Häufigkeit und Stetigkeit auf.

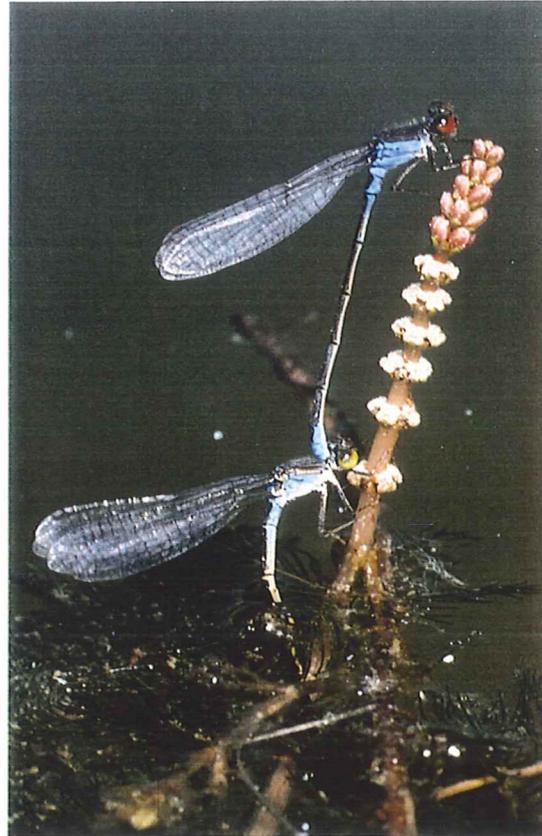
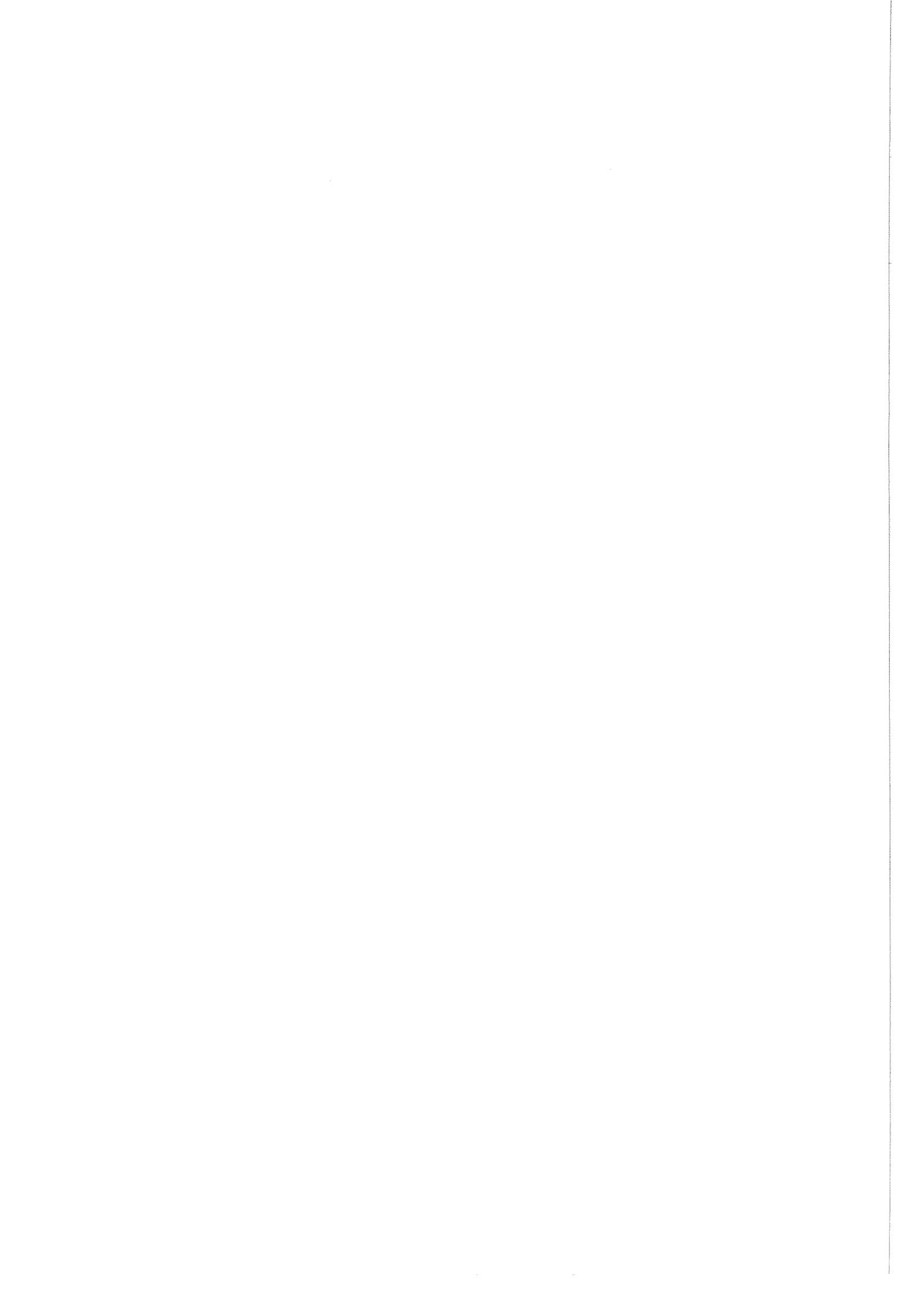


Abbildung 6: *Erythromma viridulum*, Tandem bei der Eiablage; die zweithäufigste Art im Untersuchungsgebiet.



Abbildung 7: *Orthetrum cancellatum*, Männchen; die häufigste Großlibelle im Untersuchungsgebiet.



Sollte sich der Anteil an derzeit im Untersuchungsgebiet kaum vorhandenen großteils besonnten, flachen Verlandungszonen mit dichtem Röhrichtgürtel deutlich erhöhen, werden sich damit auch manche Stillwasserarten mit enger Bindung an Verlandungszonen einstellen bzw. verstärkt auftreten. Dies betrifft auch die im Untersuchungsgebiet auftretenden Arten *Aeshna isosceles* und *Epitheca bimaculata*, die in Niederösterreich vom Aussterben bedroht sind bzw. die stark gefährdeten Arten *Brachytron pratense* und *Anax parthenope*. Von diesen Stillwasserarten konnte kein Nachweis der Bodenständigkeit erbracht werden, wobei die letzteren drei nur vereinzelt beobachtet wurden. Bei den Arten der Familien der Aeshniden und Libelluliden werden sich die Abundanzen stark erhöhen, besonders bei der Familie der Lestiden ist in diesem Fall auch eine Erhöhung der Artenzahl zu erwarten. Insoweit die flacheren, vegetationsreicheren sonnigen Bereiche oberhalb der Traversen mit der Altarmöffnung reduziert werden, werden sich jedenfalls die Abundanzen der Stillwasserarten in diesen Bereichen verringern.

Die etwaig im Bereich der jetzt meist trocken liegenden schmalen Gräben neuentstehenden kleinen Stillgewässer werden nur dann einen Ersatzlebensraum für die Stillwasserarten bieten können, wenn sie wenigstens zum Teil besonnt sind. Derzeit sind diese Gräben jedoch großteils durch dichte Pappelbestände stark beschattet.

Für eine leitbildorientierte Betrachtung des Auensystems unterhalb von Wien ist die Förderung von durchflossenen, dynamischen Altarmtypen wichtig, da dieser auentypische Habitattyp in diesem Gebiet unterrepräsentiert ist. Insofern ist das Projekt aus libellenkundlicher Sicht positiv zu bewerten, da damit die Voraussetzungen geschaffen werden, daß sich auentypische, rheophile Libellengemeinschaften stärker entwickeln können. Es wird sich zeigen, ob die erhöhte Dynamik in diesem Bereich jene kleinräumigen Strukturen zu schaffen vermag, die eine arten- und individuenreiche rheophile Libellenfauna benötigt. Der große Artenreichtum der Au wird durch ein Mosaik verschiedener Lebensraumtypen bedingt, die durch die unterschiedlichen dynamischen Prozesse und Sukzessionsstadien in einer naturnahen Au entstehen. Insofern stellen stark verlandende wenig dynamische Bereiche aus libellenkundlicher Sicht ebenso wichtige Standorte dar, wie beispielsweise orientierende Untersuchungen der Libellenfauna im Bereich Stopfenreuth gezeigt haben, wo auch ein hoher Anteil gefährdeter Arten gefunden werden konnte. Aus diesem Grund ist bei der Diskussion zukünftiger Standorte für ähnliche Dynamisierungsprojekte wie im Bereich Regelsbrunn behutsam vorzugehen.

5. Literatur

- ARBEITSGEMEINSCHAFT BIFFL-JUNGWIRTH-MOOG (1988): Beurteilung der limnologischen, insbesondere trophischen und saprobiellen Entwicklung des Ausystemes zwischen Fischamend und Bad Deutsch Altenburg. Studie im Auftrag des Österr. Wasserwirtschaftsverbandes, Wien.
- BANSE, W. & BANSE, G. (1985): Untersuchungen zur Abhängigkeit der Libellenartenzahl von Biotopparametern bei Stillgewässern. Ber. ANL 9: 33-36.
- BATTIN, T. & SAUBERER, N. (1991): Die Libellenfauna. In: Schiemer, F., Kusel, E. & Waringer, J. (Hrsg.): Limnologische Projektstudie "Ökologie von Augewässern. 95-102.
- BELLMANN, H. (1987): Libellen beobachten - bestimmen. JNN-Naturführer. Neumann-Neudamm, Melsungen. 268 pp.
- BORSUTZKI, H. (1990): Libellen und Amphibien in einem Wiedervernässungsgebiet des Donaumooses. Schriftenreihe Bayer. Landesamt für Umweltschutz, Heft 99: 113-127.
- BRAUER, F. (1851): Einige Beobachtungen über die Verbreitung der Libellulinen in der Umgebung von Wien. Ber. Mt. Fr. Naturw. Wien, 7 (1850): 178-180.
- BRAUER, F. (1856): Verzeichniss der im Kaiserthume Oesterreich aufgefundenen Odonaten und Perliden. Verh. Ver. Wien, 6: 229-234.
- BRAUER, F. & LÖW, F. (1857): Neuroptera austriaca. Die im Erzherzogthum Oesterreich bis jetzt aufgefundenen Neuropteren. Wien, XXIII + 80 S.
- CHOVANEC, A. (1991): Bioindikation im aquatischen Bereich - Erfahrungen aus Österreich. VDI-Bericht 901: Bioindikation: ein wirksames Instrument der Umweltkontrolle / Band 2. VDI-Verlag, Düsseldorf: 1095-1109.
- CHOVANEC, A. (1994): Libellen als Bioindikatoren. Anax 1 (1): 1-9.
- CORBET, P. S. (1993): Are Odonata useful as bioindicators. Libellula 12 (3/4): 91-102.
- DONATH, H. (1984): Libellen als Bioindikatoren für Fließgewässer. Libellula 3 (3/4): 1-5.
- DONATH, H. (1987): Vorschlag für ein Libellen-Indikatorsystem auf ökologischer Grundlage am Beispiel der Odonatenfauna der Niederlausitz. Entomologische Nachrichten und Berichte 31: 213-217.
- GRAF, W. (1996): Libellen (Odonata) und Köcherfliegen (Trichoptera) der Klosterneuburger und Korneuburger Augewässer. In: Moog, O. (Hrsg): Biozönotische Charakteristik der Klosterneuburger und Korneuburger Augewässer. Beschreibung der räumlichen und zeitlichen Verteilung der benthischen Lebensgemeinschaften und der Fischbiozösen im Projektbereich des KW Freudenu (Limnologische Beweissicherung) Band III: 231-246, Univ. f. Bodenkultur, Wien.
- KÖNIG, A. (1989): Vergleichende ökologische Untersuchungen der Libellenfauna von sechs oberschwäbischen Kiesgruben unterschiedlicher Sukzessionsstadien. Dipl.Arb. am Inst. f. Zool. der Univ. Hohenheim. 103 pp.
- KUHN, J. (1992): Artenhilfsprogramme für Libellen in Südbayern: *Nehalennia speciosa* (Charpentier), *Aeshna subarctica elisabethae* Djakonov, *Aeshna isosceles* (Müller) und *Libellula fulva* Müller (Zygoptera: Coenagrionidae; Anisoptera: Aeshnidae, Libellulidae). Libellula 11 (3/4): 141-154.
- LAISTER, G. (1994): Die Libellenfauna der Donauauen im südöstlichen Linzer Raum. Naturkundliches Jahrbuch der Stadt Linz, Bd. 37-39: 163-185.
- LEHMANN, G. (1984): Möglichkeiten der Erhebung und Darstellung der Abundanz bei Libellen. Libellula 3 (1/2): 10-19.

- LEHMANN, G. (1990): Faunistisch-ökologische Grundlagenstudien an Odonaten (Insecta) im Bezirk Kufstein/Tirol. Diss. am Inst. f. Zool. der Leopold-Franzens-Univ. Innsbruck . 446 pp.
- MÜLLER, O. (1995): Ökologische Untersuchungen an Gomphiden (Odonata: Gomphinae) unter besonderer Berücksichtigung ihrer Larvenstadien. Cuvillier Verlag, Göttingen. 234 S.
- RAAB, R. & CHWALA, E. (im Druck): Rote Listen ausgewählter Tiergruppen Niederösterreichs. Libellen (Insecta: Odonata).
- REHFELDT, G. (1986): Libellen als Indikatoren des Zustandes von Fließgewässern des nordwestdeutschen Tieflandes. Arch. Hydrobiol 108 (1): 77-95.
- SCHMIDT, E. (1983): Odonaten als Bioindikatoren für mitteleuropäische Feuchtgebiete. Verh. Dtsch. Zool. Ges.: 131-136.
- SCHMIDT, E. (1984): Möglichkeiten und Grenzen einer repräsentativen Erfassung der Odonatenfauna von Feuchtgebieten bei knapper Stichprobe. Libellula 3(1/2): 41-49.
- SCHMIDT, E. (1985): Habitat inventarization, characterization and bioindication by a "representative spectrum of Odonata species (RSO)". Odonatologica 14 (2): 127-133.
- SCHMIDT, E. (1989): Libellen als Bioindikatoren für den praktischen Naturschutz: Prinzipien der Geländearbeit und ökologische Analyse und ihre theoretische Grundlegung im Konzept der ökologischen Nische. Schr. R. f. Landschaftspflege und Naturschutz 29: 281-289.
- SCHMIDT, E. (1991): Das Nischenkonzept für die Bioindikation am Beispiel Libellen. Beiträge Landespflege Rheinland-Pfalz 14: 95-117.
- SCHORR, M. (1990): Grundlagen zu einem Artenhilfsprogramm Libellen der Bundesrepublik Deutschland. Hrg.: KIAUTA, B. Ursus scientific publishers, Biltoven. 512 pp.
- SCHWEIGER-CHWALA, E. (1994): Die Odonatenfauna der Oberen Lobau in Wien. Diss. Univ.-Wien. 176 pp.
- VORNATSCHER, J. (1938): Faunistische Untersuchung des Lusthauswassers im Wiener Prater. Int. Rev. Hydrobiol. u. Hydrographie 37: 320-363.
- WARINGER, J. (1983): Litoral- und Benthalfauna. Limnologische Untersuchung zur Standortfrage des Donaukraftwerkes Hainburg/Deutsch Altenburg Endbericht eines Gutachtens im Auftrage des Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft: 45-50.
- WARINGER, J. (1986): Beitrag zur Kenntnis der Libellenfauna von Wien und Niederösterreich. Libellula 5 (3/4): 47-64.
- WARINGER, J. (1989): Gewässertypisierung anhand der Libellenfauna am Beispiel der Altenwörther Donauau (Niederösterreich). Natur und Landschaft 64 (10): 389-392.
- WARINGER-LÖSCHENKOHL, A. & WARINGER, J. (1990): Zur Typisierung von Augewässern anhand der Litoralfauna (Evertebraten, Amphibien). Arch. Hydrobiol. Suppl. 84 (1): 73-94.
- WASSERMANN, G. (1995): Das Makrozoobenthos im Greifensteiner Gießgangsystem unter besonderer Berücksichtigung der Libellenfauna. unveröff. Diplomarbeit, Univ. f. Bodenkultur, Wien.
- WASSERMANN, G. (1996): Libellen in der Donau-Au zwischen Altenwörth und Greifenstein. In: Moog, O. (Hrsg): Biozönotische Charakteristik der Klosterneuburger und Korneuburger Augewässer. Beschreibung der räumlichen und zeitlichen Verteilung der benthischen Lebensgemeinschaften und der Fischbiozönsen im Projektbereich des KW Freudenu (Limnologische Beweissicherung) Band III: 247-254, Univ. f. Bodenkultur, Wien.
- WENDLER, A., MARTENS, A., MÜLLER, L. & SUHLING, F. (1995): Die deutschen Namen der europäischen Libellenarten (Insecta: Odonata). Entomol. Z., Essen, 105 (6): 97-116.

WENDLER, A. & NÜB J.-H. (1991): Libellen. 1. Aufl., Deutscher Jugendbund für Naturbeobachtung. 129 pp.

WILDERMUTH, H. (1991): Libellen und Naturschutz - Standortanalyse und programmatische Gedanken zu Theorie und Praxis im Libellenschutz. Libellula 10 (1/2): 1-34.

Amphibien

Christian BAUMGARTNER

1. Einleitung

Als Indikatorgruppe zur Beurteilung von Umweltveränderungen bzw. der Wertigkeit eines Lebensraumes geraten Amphibien in den letzten Jahren zunehmend in die Arbeitsprogramme der angewandten ökologischen Forschung. Die an Gewässer gebundene Fortpflanzung gestattet eine gute Erfassung der vorhandenen Arten, durch Gelegezählungen sind auch Rückschlüsse auf die Bestandsgröße möglich. Dabei integrieren Amphibien die Lebensbedingungen des weiträumigen Gewässerumlandes (Adultlebensraum der meisten Anuren), der Übergangszonen (Grünfrösche, Molche) und des aquatischen Bereiches (Fortpflanzung und Molche). Die hohe Lebenserwartung mancher Arten (bis über 10 Jahre) erlaubt das Überdauern ungünstiger Zeiträume, die hohe Reproduktionsrate einen raschen Populationsaufbau. Auen bieten die artenreichsten Vorkommen dieser Tiergruppe, welche wie keine andere an die wechselnden Bedingungen dieses Lebensraumes symbolisiert.

2. Material und Methoden

2.1. Frühjahrskartierung: Braunfrosch- und Erdkrötengelege

Mitte März bis Mitte April 1995 wurden zur Kartierung der Braunfroschgelege die Ufer aller Gewässer des Projektgebietes begangen und Gelegefunde auf Karten im Maßstab 1:5.000 eingetragen¹. Eine kürzere Kartierungsphase war wegen des zwischenzeitlichen Hochwassers

¹ Kartierungsarbeiten wurden durchgeführt von Dr. Chr. Baumgartner, Mag.Dr. B. Gollmann, Dr. P. Pospisil, Mag.Dr. E. Schweiger-Chwalla, Dr. A. Waringer-Löschenkohl, Mag. K. Wiener.

nicht möglich, dieses kann einen Verlust an Braunfroschgelegen für stark durchströmte Bereiche bedingen. Bei den Begehungen im April 1995 konnten auch bereits Erdkrötengelege erfaßt werden. Entsprechend der damaligen geographischen Abgrenzung des Projektgebietes wurden die Gewässer westlich der Traverse im Quadranten D12 im Rahmen der Frühjahrskartierung nicht bearbeitet.

Bedeutende Abschnitte dieses Bereiches ohne Gelegennachweisen der Frühjahrslaicher sowie etwa 35 weitere Kleingewässer wurden im Frühjahr 1996 außerhalb dieses Projektes bearbeitet, die Daten sind in diesem Bericht integriert.

2.2. Sommerkartierung der Larven und Gelege

Zur Erfassung der Artenvielfalt wurden sämtliche Gewässer des Projektgebietes im Sommer 1995 (Mitte Juni - Ende Juli) nach Amphibienlarven bekeschert. Bei den Hauptarmen wurden Kescherungen entlang struktur- und vegetationsloser Ufer nur durchgeführt, wenn bei der Begehung flüchtende Larven beobachtet werden konnten; in Ufernähe vegetationsreiche Gewässerbereiche wurden immer bekeschert. Larvenkartierungen wurden jeweils bei sonnigem bis leicht bedecktem Himmel durchgeführt, die Artzuordnung erfolgte entsprechend den von GRILLITSCH et al. (1983) publizierten Merkmalen. Diese Arbeiten wurden im gesamten Gebiet zwischen Fischamündung und Einmündung des Altarmsystems in die Donau durchgeführt. Einige Fortpflanzungsnachweise aus dem Jahr 1996 wurden ebenfalls berücksichtigt.

2.3. Kartierung im Herbst

Alle Kleingewässer des Gebietes wurden am 12.8. und 13.8.1995 nochmals zur Bekeschung aufgesucht, diese Begehung diente auch der Einschätzung der Beständigkeit.

2.4. Gewässergrenzen und erhobene Parameter

Die Abgrenzung einzelner Gewässer bzw. Gewässerabschnitte erfolgte entsprechend den Kohler-Abschnitten der Makrophyten-Kartierung (siehe Abbildung 1 im Datenband), großflächige Gewässer gehen dadurch mit jedem als Fortpflanzungsgewässer genutzten Einzelabschnitt in Gewässerzählungen ein. Diese Einteilung wurde um die temporären Gewässer erweitert. Zur Beurteilung der Beständigkeit wurde auch die Wasserstandskarte der Makrophytenkartierung herangezogen. Angaben zur Besonnung wurden im Laufe der sommerlichen Larvenkartierung erhoben, die Stärke der Strömung bei Hochwasser anhand des Einflusses auf Vegetation und Gewässerbett kurz nach dem Ende des ersten Frühjahrshochwassers und unmittelbar nach Ende des Hochwassers im Sommer abgeschätzt. Nur in den hangnahen südlichen Bereichen konnten dafür direkte Beobachtungen durchgeführt werden. Die Angaben zur Gewässervegetation entsprechen dem Stand im Juli 1995, in einigen Gewässern erfolgte im Spätsommer und Herbst eine sehr deutliche Zunahme der Vegetationsdichte. Diese wurde nicht berücksichtigt, da sie für Amphibienlarven nur mehr sehr eingeschränkt bedeutungsvoll wäre.

Zur Beurteilung des Gewässerzustandes und -typs wurden weiters erhoben: Ufermorphologie, Besonnung der Ufer und der Wasserfläche, Länge und Breite des Gewässers, maximale Tiefe, ufernahes Substrat, Totholz, Flachwasserzonen, submerse Vegetation, Röhricht am Gewässer und in Gewässernähe. Die Stufung der einzelnen Parameter ist in Tabelle 1 angegeben.

2.5. Kriterien für die Beurteilung als Fortpflanzungsgewässer

Molche, Rotbauchunke, Knoblauchkröte und Laubfrosch wurden ausschließlich anhand von Larvenfunden ausgewiesen, Erdkröte, Braunfrösche und Grünfrösche anhand der Gelege und Larven festgestellt. Die Grünfrösche wurden nicht weiter getrennt, da dies an Gelegen und Larven nicht gesichert möglich ist. Für die Einstufung als Fortpflanzungsgewässer bleibt grundsätzlich unberücksichtigt, ob die Larven oder Gelege tatsächlich diesem Gewässer entstammen oder in dieses verdriftet wurden.

Tabelle 1: Stufung der Gewässermerkmale

Flächenstufe:	1.. < 20m ²
	2.. 20-50m ²
	3.. 50-100m ²
	4.. 100-500m ²
	5.. 500-2500m ²
	6.. > 2500m ²
max. Wassertiefe:	1.. < 50cm
	2.. 50-100cm
	3.. > 100cm

Die ausgewiesene Wasserfläche und Wassertiefe der Kleingewässer entspricht dem Zustand bei Mittelwasser, einige Wochen nach einem Hochwasser.

Flachwasserzonen, Totholz, subm. Vegetation, Röhricht, Röhricht in Gewässernähe, Uferbesonnung, Wasserbesonnung:

- 0.. nicht vorhanden
- 1.. gering
- 2.. ausgeprägt
- 3.. stark ausgeprägt

- Beständigkeit:
- 1.. permanent
 - 2.. permanent, aber zur aquatischen Überwinterung ungeeignet (geringe Wassertiefe)
 - 3.. im Herbst trocken
 - 4.. im Spätsommer trocken
 - 5.. auch im Sommer Trockenphasen

Überwiegender Wassereinfluß:

- 1.. Grundwasserkörper der Donau
- 2.. oberflächliche Hochwässer
- 3.. Grund- und Oberflächenwasser des südl. Abhanges (Hangwasser)

Durchströmung bei mittlerem Hochwasser:

- 0.. nicht gegeben
- 1.. gegeben

2.6. Zuverlässigkeit der Methode

Während der Gelegekartierung im Frühjahr 1995 kam es zu einer Anhebung des Wasserspiegels, welche eine Unterbrechung der Gelegezählung erforderte. Manche Abschnitte konnten erst wesentlich später aufgesucht werden, der höhere Wasserstand beeinträchtigte die Wahrnehmung nunmehr tief liegender Laichballen. Die in machen Bereichen beträchtliche Strömung während des Hochwassers kann auch die gut befestigten Springfrosch-Gelege losreißen oder mitsamt der als Verankerung genutzten Pflanzenteile, Äste, etc. verdriften. Dies ist vor allem direkt an den großen Altarmen wirksam, welche jedoch als Braunfrosch-Laichplätze nur untergeordnete Bedeutung besitzen.

Die hydrologischen Verhältnisse des Frühjahrs 1996 gestatteten die Begehung der Gewässer vor dem ersten Hochwasser, dennoch waren zu diesem Zeitpunkt Braunfroschgelege bereits nahezu vollständig abgelegt. Die kalte Witterung und der darauffolgende starke Temperaturanstieg führten zu einem zeitlich stark verdichteten Abblachen der Tiere.

Keine sinnvollen Kartierungsdaten waren im Jahr 1995 für die Gelege der Erdkröte erzielbar, da diese Art während einer Hochwasserperiode laichte.

3. Ergebnisse

3.1. Laichgewässer

In den Jahren 1995 und 1996 konnten für 114 Gewässer bzw. Gewässerabschnitte Fortpflanzungsnachweise erbracht werden (Abb. 1), wichtige Gewässerparameter und sämtliche Fortpflanzungsnachweise sind im Anhang angeführt. Es überwiegen Gewässer mit über 100 m² Wasserfläche (siehe Tabelle 2), welche 2/3 aller Laichgewässer darstellen, etwa 85% werden bereits bei mittleren Hochwässern durchströmt. Für die Hälfte aller Fortpflanzungsgewässer bestimmen oberflächige Überflutungen den Wasserhaushalt, Oberflächen- und Grundwasser des südlichen Abhanges stabilisiert die Wasserstände der direkt angrenzenden Kleingewässer (Quadranten G27-G28 und E33-E35). Die submerse Vegetation ist zumeist gering entwickelt, Wasserfläche und Ufer sind jedoch gut besonnt. Nur wenige Laichgewässer zeigten im Jahr 1995 Trockenphasen während des Sommers oder trockneten bereits im Spätsommer aus.

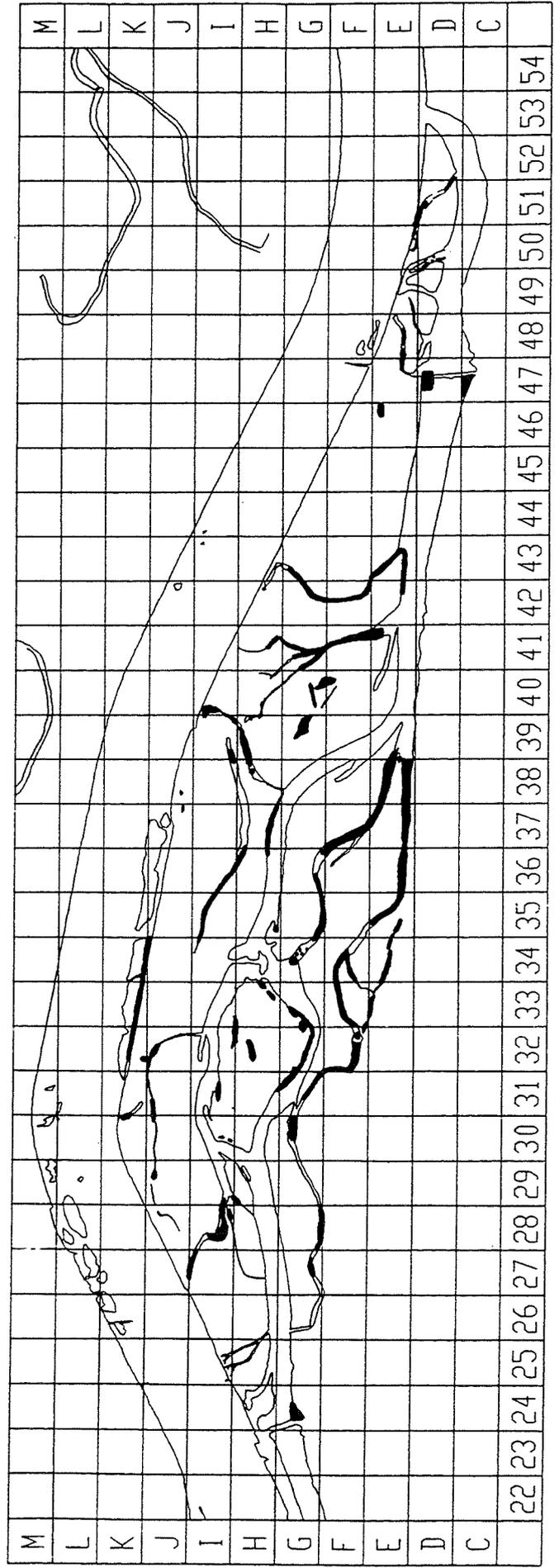
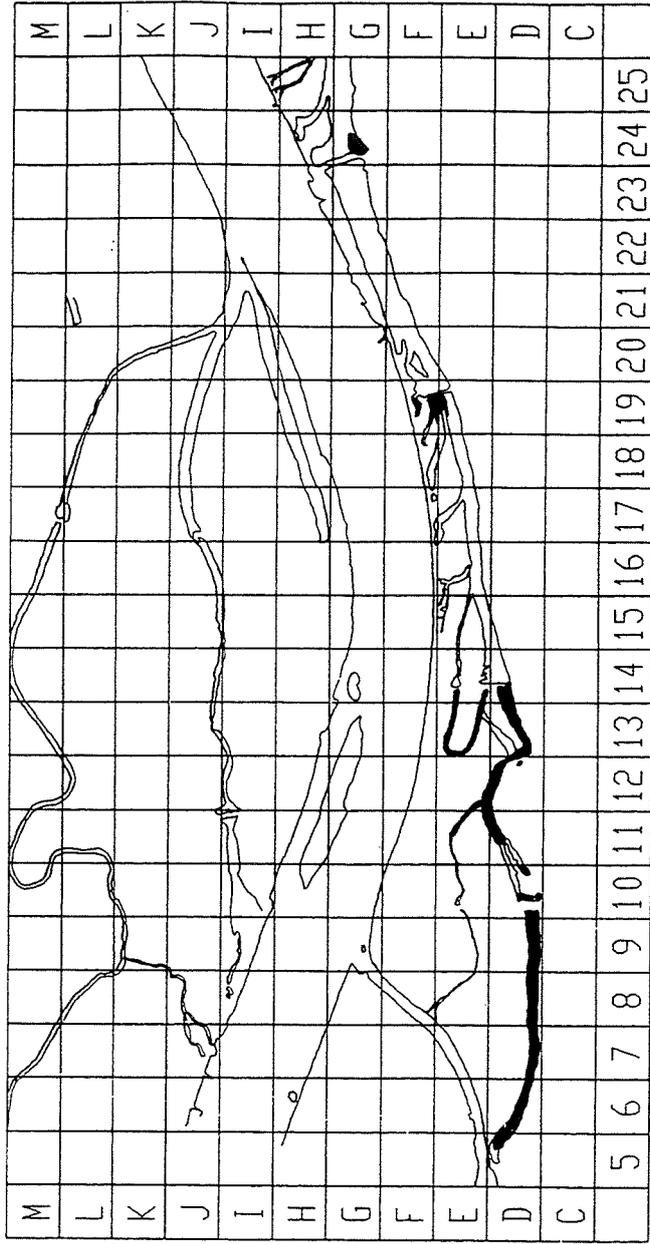
Obwohl der Fortpflanzung der Frühjahrslaicher 1996 eine lange Niederwasserperiode voranging, zeigten sich alle wichtigen Laichgewässer wasserführend, einige konnten den Wasserkörper allerdings nicht bis zum ersten Hochwasser halten. Die hangwassergespeisten südlichen Tümpelketten der Quadranten G27-G28 und E34-E35 blieben von den niedrigen Donaupegeln des Frühjahrs 1996 völlig unberührt.

Im Bereich östlich der Traverse des Quadranten G24 wurden 1995 sämtliche Kleingewässer, temporären Gewässer und im Frühjahr als Tümpelkette vorliegenden Altarmabschnitte von Amphibien zur Fortpflanzung aufgesucht, 1996 galt dies, allerdings in deutlich geringerem Ausmaß, auch im westlich anschließenden Gebiet. An den Ufern des großen Altarmes fanden

GEWÄSSERVERNETZUNG
Ma. Ellend - Regelesbrunn

Abbildung 1:
Fortpflanzungsgewässer der
Amphibien (1995 und 1996)

Kartengrundlage: © Donau-Betriebs AG 1996
Ergänzungen: Baumgartner 1996



sich nur vereinzelt Laichballen des Springfrosches, lediglich eine Bucht im Quadrant G32/33 konnte mehrere Amphibienarten aufweisen. Temporäre Kleingewässer wurden fast immer von mehreren Amphibienarten besiedelt, die Laichplätze in Tümpelketten größerer Gräben hingegen zumeist nur vom Springfrosch genutzt.

Einige kleine, stark beschattete Kolke mit großteils steilen Ufern wurden 1996 vom Springfrosch besiedelt.

Tabelle 2: Fortpflanzungsgewässer der Amphibien, Anzahl der Gewässer nach Ausprägungsstufen der erhobenen Parameter (1995).

Parameter	Stufung						
	0	1	2	3	4	5	6
Fläche	-	11	12	15	15	28	33
max. Wassertiefe	-	48	20	46	-	-	-
Flachwasserzonen	4	36	26	48	-	-	-
Totholz	36	50	14	14	-	-	-
subm. Vegetation	47	41	21	5	-	-	-
Röhricht am Gewässer	80	15	7	12	-	-	-
Röhricht in Gewässernähe	86	12	7	9	-	-	-
überwiegender Wassereinfluß	58	53	3	-	-	-	-
durchströmt bei Hochwasser	17	97	-	-	-	-	-
Beständigkeit	-	44	12	32	20	6	-
Uferbesonnung	14	29	28	43	-	-	-
Wasserbesonnung	14	20	21	59	-	-	-

Alle von Amphibien genutzten Gewässerteile zeigten im Uferbereich schlammiges Feinsubstrat und verfügten zumindest zum Zeitpunkt der Laichabgabe über flache Uferabschnitte, diese Parameter werden daher nicht ausgewiesen.

3.2. Die Amphibien des Untersuchungsgebietes

Reihung nach der Laichgewässeranzahl; kartographische Darstellungen der genutzten Fortpflanzungsgewässer sind für alle Arten im Datenband zusammengestellt.

1. Springfrosch (*Rana dalmatina*, Verbreitungskarte siehe Datenband: Abb. 2): Nutzt alle vorhandenen Kleingewässer des Frühjahrs sowie in geringem Maße vegetationsreiche Abschnitte größerer Arme. Einige Tiere (5 Gelege 1995, 80 Gelege 1996) laichten sogar donauseitig des Hochwasserschutzdammes in den Tümpeln zwischen Biotopschutzgebiet und Damm (Quadrant K33), nach dem ersten Hochwasser konnten jedoch weder Laich noch Larven aufgefunden werden. Das gesamte Projektgebiet weist einen sehr hohen Springfroschbestand auf, insbesondere im Bereich des Mitterhaufens. Bei einer Begehung im Juli konnten am Treppelweg zwischen Regelsbrunner Traverse und der Abzweigung zur Mitterhaufen-Traverse über 100 Tiere gezählt werden. Im Frühjahr 1996 lag die Gelegeanzahl der Springfrösche deutlich über den Werten des Jahres 1995, das grundsätzliche Verbreitungsbild blieb davon unberührt: Änderungen ergaben sich nur für einige als ungünstig eingestufte Gewässer, welche 1996 doch angenommen wurden. Die 1996 zusätzlich besiedelten Kleingewässer der Einströmrinnen gestatten eine erfolgreiche Entwicklung nur in bis zum Spätsommer hochwasserfreien Jahren. Trotz der geringen Wasserführung in den Kleingewässern des Gebietes konnten 1996 keine Gelege in den großen Altarmen gefunden werden, jedoch wurden stellenweise sehr große Laichmengen in Kleinstgewässern (z.B. jeweils 100 Gelege in Fahrspuren der Quadranten F40 und J31) nachgewiesen.

2. Erdkröte (*Bufo bufo*, Verbreitungskarte siehe Datenband: Abb. 3): 1995 konnten durch die zeitlich ungünstige Ablage der Laichschnüre bei Hochwasser kaum Gelege nachgewiesen werden, die zahlreichen vertrockneten Laichschnüre im Gewässer des Quadranten G28 deuten aber einen hohen Bestand an. Für die Gewässer in unmittelbarer Nähe zum südlichen Abhang sollte auch die Möglichkeit des „Laichtourismus“ aus angrenzenden Bereichen in Betracht gezogen werden. Die Larven der Erdkröte fanden sich auffällig zahlreich beim groben Blockwurf unmittelbar unterhalb von Traversen (D10, F32, G34), besonders an Stellen mit leichter Strömung. 1996 konnten über 100 Erdkrötengelege und noch zahlreiche verpaarte und unverpaarte Erdkrötenweibchen im Gewässerbereich D6 bis D9 festgestellt werden, jedoch gelang westlich der Haslauer Traverse kein einziger weiterer Nachweis dieser Art.

3. Grünfrösche (*Rana lessonae*, *R. kl. esculenta*, *R. ridibunda*, Verbreitungskarte siehe Datenband: Abb. 4): Die einzigen Amphibien, welche regelmäßig an den großen Altarmen angetroffen werden - jedoch kann an diesen Lebensräumen nur in wenigen Fällen der Fortpflanzungsnachweis erbracht werden (Verlandungszonen in unmittelbarer Traversennähe). Zum Laichen wurden sonnige Kleingewässer aufgesucht, der Extremfall eines Grünfroschlaichplatzes waren zwei winzige Tümpel (Durchmesser < 2m) im Quadrant H29 in unmittelbarer Nähe zum Hauptarm. Allgemein überwiegt *Rana kl. esculenta*, im Bereich der Regelsbrunner Traverse wird von TUNNER (mündl. Mitteilung) auf das Vorkommen triploider *R. kl. esculenta* hingewiesen.

4. Rotbauch-Unke (*Bombina bombina*, Verbreitungskarte siehe Datenband: Abb. 5): Bevorzugt gut besonnte, mit reichlich Vegetation ausgestattete Gewässer. Rufende Männchen wurden nach Hochwässern regelmäßig an Überschwemmungsbereichen angetroffen, jedoch genügte die Beständigkeit dieser Standorte nicht für einen Fortpflanzungsnachweis. Das Gewässer im Quadranten E46 wurde rasch zum herausragenden Rufplatz des Gebietes, allerdings konnten im Verhältnis zur hohen Rufaktivität der Männchen später nur wenige Larven gefangen werden. Hohe Rufaktivität fand sich auch in einem stark verschilften Gewässer im Quadranten H31a, welches sich dieser Art durch Vegetationsreichtum und vollständige Besonnung anbietet. An einem Hauptarm fand sich die Rotbauch-Unke nur in den verschilften Bereichen der Quadranten E38/39.

5. Laubfrosch (*Hyla arborea*, Verbreitungskarte siehe Datenband: Abb. 6): Struktureiche, sonnige Gewässer mit besonnener Ufervegetation sind im Untersuchungsgebiet bevorzugte Laichgewässer des Laubfrosches. Diese werden auch angenommen, wenn bei Hochwasser starke Strömungen auftreten, etwa bei den Gewässern der Quadranten I40 und H39. 11 gemeinsame Laichgewässer mit der Rotbauchunke zeigen die beiden Arten eigene Bindung an gut besonnte Lebensräume.

6. Donau-Kammolch (*Triturus dobrogicus*, Verbreitungskarte siehe Datenband: Abb. 7): Diese stark wassergebundene Art nutzt im Untersuchungsgebiet sonnige, vegetationsreiche Gewässer zur Fortpflanzung. Sehr kleine und stark unbeständige Gewässer werden gemieden, ebenso die großen Altarme. Bei der Kartierung im Herbst wurden an mehreren Kleingewässern noch zahlreiche kleine Kammolchlarven gefunden (Körpergröße < 2 cm).

7. Teichmolch (*Triturus vulgaris*, Verbreitungskarte siehe Datenband: Abb. 8): mit 12 Laichgewässern eine Art mittlerer Häufigkeit, nur in vier Gewässern gemeinsam mit dem Donau-Kammolch auftretend.

8. Moorfrosch (*Rana arvalis wolterstorffi*, Verbreitungskarte siehe Datenband: Abb. 9): besiedelt vorwiegend die Bereiche nahe des südlichen Abhanges, nur einmal wurde ein adultes Tier beobachtet.

9. Knoblauchkröte (*Pelobates fuscus*, Verbreitungskarte siehe Datenband: Abb. 10): die seltenste Art des Gebietes, läßt man den gebietsfremden Grasfrosch unberücksichtigt. Die drei nachgewiesenen Fortpflanzungsgewässer liegen alle zwischen Hauptarm und Donau: dies kann als Hinweis auf die stark grabende Lebensweise verstanden werden, da die Art sandig-lockere Böden bevorzugt. Alle Kleingewässer dieses Bereiches weisen eine geringe Beständigkeit auf, können vom Springfrosch im zeitigen Frühjahr noch nicht massiv genutzt werden und bieten wegen des geringeren Konkurrenzdruckes eventuell bessere Entwicklungschancen. Knoblauchkröten-Larven wachsen sehr rasch und benötigen zum Erreichen der beträchtlichen Größe hohe Futtermengen.

10. Grasfrosch (*Rana temporaria*, Verbreitungskarte siehe Datenband: Abb. 11): Vereinzelte Nachweise des Grasfrosches liegen aus mehreren Auegebieten der Donau vor (z.B. PINTAR 1984; PINTAR & WARINGER-LÖSCHENKOHL, 1989), nach SOCHUREK (1978) wurde er in den Doauraum eingeschleppt. Die nächsten bekannten Vorkommen liegen am nördlichen Donauufer, an der Wiener Stadtgrenze und im Wiener Donauraum. Der nachweisbare Bestand des Untersuchungsgebietes beschränkte sich 1995 auf Einzeltiere: es wurden lediglich ein laichbereites Weibchen im Quadranten G41 und im Spätsommer ein kleines Exemplar etwas westlich davon gefunden. Im Frühjahr 1996 konnten in den Gewässerabschnitten D8-D9 und E13 ca. 25 Grasfroschgelege festgestellt werden.

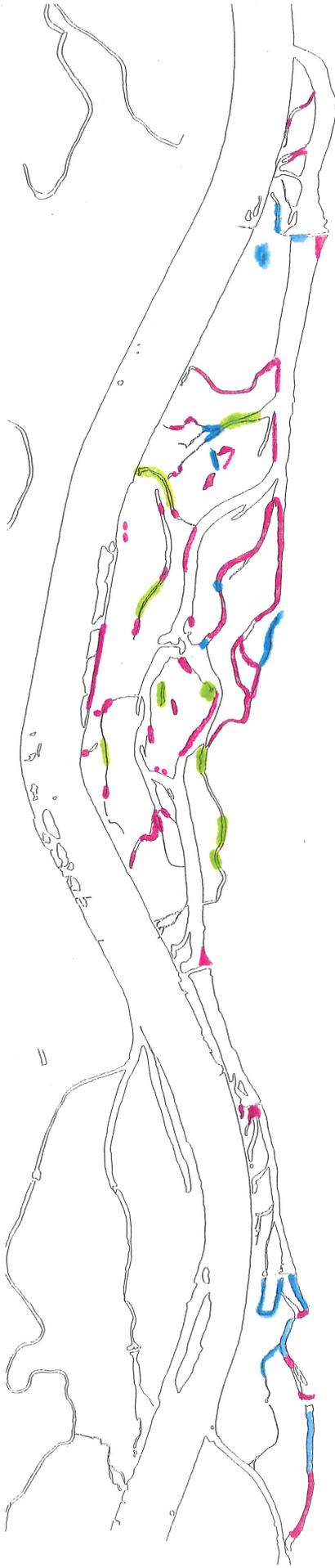


Abbildung 4: Artenvielfalt der Fortpflanzungsgewässer

1-2 Arten
 3-4 Arten
 5 oder mehr Arten

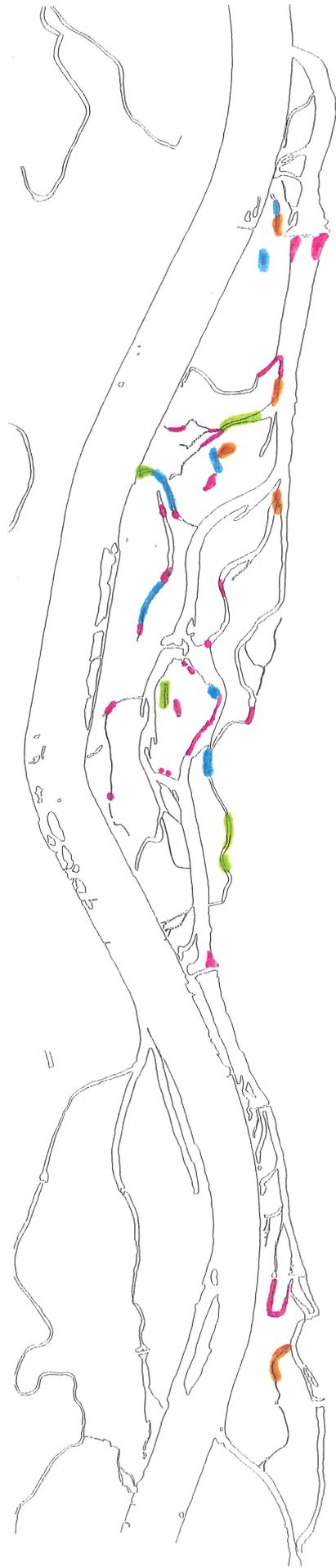


Abbildung 5: Artenvielfalt der Fortpflanzungsgewässer: Sommerlaicher

1 Art
 2 Arten
 3 Arten
 4 Arten

3.4. Bedeutende Fortpflanzungsgewässer der Sommerlaicher

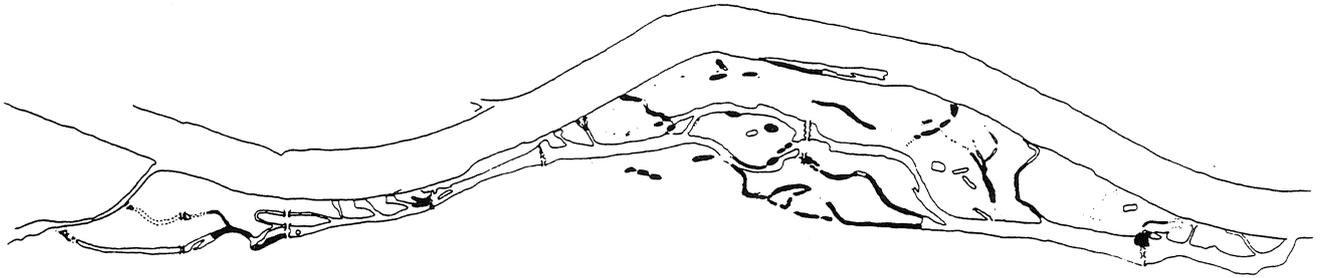
Sommerlaicher bevorzugten den Typ des gut besonnten, struktur- und vegetationsreichen Gewässers mit reichlich Flacherwasserzonen, welcher im Untersuchungsgebiet vor allem in temporären Gewässern realisiert wird. Herausragend vielfältige Gewässer dieser Artengruppe liegen in den Tümpelketten oder Gräben, welche nur bei Hochwasser Verbindung zur Donau bzw. den großen Altarmen erlangen (Abb. 5). Die am südlichen Abhang gelegenen Kleingewässer dieses Typs (Quadranten G27-G30) erlangen durch Oberflächen- oder Grundwasser des Hanges große Beständigkeit des Wasserstandes, dennoch zeigen sie ein Artenspektrum, welches dem der oben angeführten temporären Gewässer östlich des Mitterhaufens entspricht.

3.5. Bedeutende Laichplätze der Braunfrösche (1995)

Die Laichgewässer der Braunfrösche sind in Abb. 6 dargestellt, alle bedeutenden Standorte liegen in eher beständigen Kleingewässern oder im Frühjahr zu Tümpelketten zerlegten Altarmen. Das erste Hochwasser trat im Jahr 1995 erst gegen Ende der Laichperiode des Springfrosches auf, dieser Art standen daher Kleingewässer mit stark temporärem Charakter nur in geringem Maße zur Verfügung.

3.6. Häufigkeit und Stetigkeit der Arten

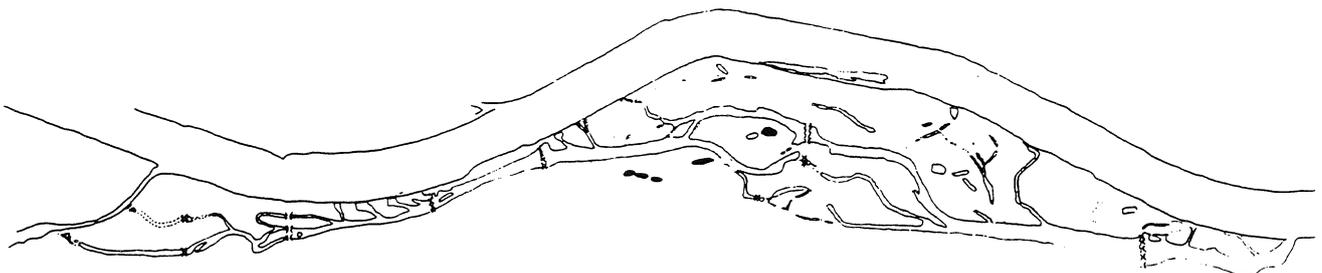
Die dominierende Amphibienart des Untersuchungsgebietes war der Springfrosch, welcher mit 97 Fundorten etwa 85% aller Fortpflanzungsgewässer nutzte. Er fehlte nur in Gewässern, welche erst nach seiner Fortpflanzungsperiode mit Wasser gefüllt wurden sowie in den großen Altarmen. Für die Erdkröte konnten 1995 und 1996 36 Laichplätze nachgewiesen werden, sie erreichte auch 1995 trotz der ungünstigen Wasserverhältnisse nach ihrer Hauptlaichzeit 32 Fundorte und übertraf damit noch die Grünfrösche. Bemerkenswert gering erscheint die Anzahl der Knoblauchkrötenfunde.



a.) weniger als 10 Gelege je Gewässer oder weniger als 10 Gelege je 100m Gewässerlänge



b.) mehr als 10 Gelege je Gewässer oder mehr als 10 Gelege je 100m Gewässerlänge



c.) mehr als 100 Gelege je Gewässer oder mehr als 100 Gelege je 100m Gewässerlänge

Abbildung 6: Laichgewässer der Braunfrösche

3.4. Bedeutende Fortpflanzungsgewässer der Sommerlaicher

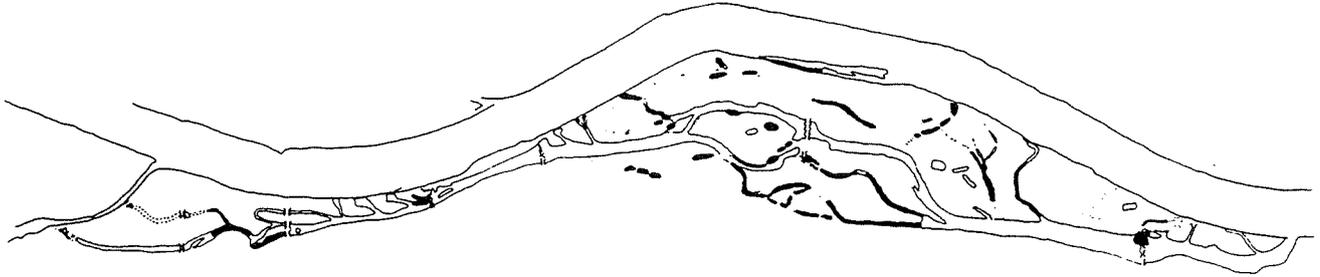
Sommerlaicher bevorzugten den Typ des gut besonnten, struktur- und vegetationsreichen Gewässers mit reichlich Flacherwasserzonen, welcher im Untersuchungsgebiet vor allem in temporären Gewässern realisiert wird. Herausragend vielfältige Gewässer dieser Artengruppe liegen in den Tümpelketten oder Gräben, welche nur bei Hochwasser Verbindung zur Donau bzw. den großen Altarmen erlangen (Abb. 5). Die am südlichen Abhang gelegenen Kleingewässer dieses Typs (Quadranten G27-G30) erlangen durch Oberflächen- oder Grundwasser des Hanges große Beständigkeit des Wasserstandes, dennoch zeigen sie ein Artenspektrum, welches dem der oben angeführten temporären Gewässer östlich des Mitterhaufens entspricht.

3.5. Bedeutende Laichplätze der Braunfrösche (1995)

Die Laichgewässer der Braunfrösche sind in Abb. 6 dargestellt, alle bedeutenden Standorte liegen in eher beständigen Kleingewässern oder im Frühjahr zu Tümpelketten zerlegten Altarmen. Das erste Hochwasser trat im Jahr 1995 erst gegen Ende der Laichperiode des Springfrosches auf, dieser Art standen daher Kleingewässer mit stark temporärem Charakter nur in geringem Maße zur Verfügung.

3.6. Häufigkeit und Stetigkeit der Arten

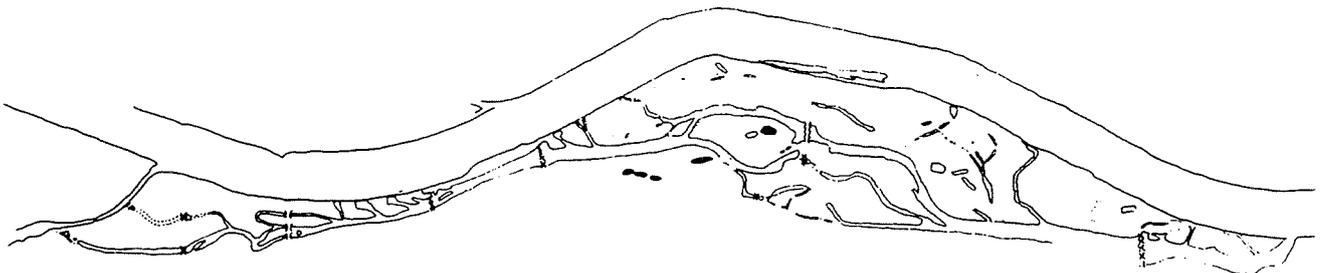
Die dominierende Amphibienart des Untersuchungsgebietes war der Springfrosch, welcher mit 97 Fundorten etwa 85% aller Fortpflanzungsgewässer nutzte. Er fehlte nur in Gewässern, welche erst nach seiner Fortpflanzungsperiode mit Wasser gefüllt wurden sowie in den großen Altarmen. Für die Erdkröte konnten 1995 und 1996 36 Laichplätze nachgewiesen werden, sie erreichte auch 1995 trotz der ungünstigen Wasserverhältnisse nach ihrer Hauptlaichzeit 32 Fundorte und übertraf damit noch die Grünfrösche. Bemerkenswert gering erscheint die Anzahl der Knoblauchkrötenfunde.



a.) weniger als 10 Gelege je Gewässer oder weniger als 10 Gelege je 100m Gewässerlänge



b.) mehr als 10 Gelege je Gewässer oder mehr als 10 Gelege je 100m Gewässerlänge



c.) mehr als 100 Gelege je Gewässer oder mehr als 100 Gelege je 100m Gewässerlänge

Abbildung 6: Laichgewässer der Braunfrösche

Tabelle 4: Anzahl der Laichgewässer und Stetigkeit (in %) der Amphibienarten. Die Stetigkeit wurde berechnet als Zahl der frequentierten Laichplätze in Prozent der gesamten Laichplätze (1995 und 1996).

Art	Anzahl Fortpflanzungsgewässer bzw. Gewässerabschnitte	Stetigkeit
<i>Triturus dobrogicus</i>	14	12,3%
<i>Triturus vulgaris</i>	12	10,5%
<i>Bombina bombina</i>	20	17,5%
<i>Pelobates fuscus</i>	3	2,6%
<i>Bufo bufo</i>	36	31,6%
<i>Hyla arborea</i>	18	15,8%
<i>Rana arvalis w.</i>	9	7,9%
<i>Rana dalmatina</i>	97	85,1%
<i>Rana temporaria</i>	5	4,4%
<i>Rana les/esc/rid</i>	28	24,6%
Anzahl der Laichgewässer	114	

3.7. Gemeinsame Fortpflanzungsgewässer

Der prozentuelle Anteil gemeinsamer Fortpflanzungsgewässer ist für alle möglichen Artenpaare in Tabelle 5 ausgewiesen.

Tabelle 5: Gemeinsame Laichgewässer der Amphibien: angegeben sind die Gesamtanzahl der Laichgewässer jeder Art und für alle möglichen Artenpaare der prozentuelle Anteil gemeinsamer Laichgewässer in Prozent der waagrecht angeführten Art (1995).

	Gewässeranzahl	<i>Triturus dobrogicus</i>	<i>Triturus vulgaris</i>	<i>Bombina bombina</i>	<i>Pelobates fuscus</i>	<i>Bufo bufo</i>	<i>Hyla arborea</i>	<i>Rana arvalis w.</i>	<i>Rana dalmatina</i>	<i>Rana temporaria</i>	<i>Rana rid/esc/les</i>
Gewässeranzahl		14	12	20	3	36	18	9	97	5	28
<i>Triturus dobrogicus</i>	14		35,7	57,1	7,1	64,3	57,1	7,1	92,9	21	50
<i>Triturus vulgaris</i>	12	41,7		66,7	0	50	41,7	33,3	83,3	8,3	58,3
<i>Bombina bombina</i>	20	40	40		5	55	55	15	70	5	40
<i>Pelobates fuscus</i>	3	33,3	0	33,3		0	66,7	0	66,7	0	33,3
<i>Bufo bufo</i>	36	25	16,7	30,6	0		25	16,7	83,3	8,3	25
<i>Hyla arborea</i>	18	44,4	27,8	61,1	11,1	50		16,7	88,9	0	33,3
<i>Rana arvalis w.</i>	9	11,1	44,4	33,3	0	66,7	33,3		100	0	44,4
<i>Rana dalmatina</i>	97	13,4	10,3	14,4	2,1	30,9	16,5	9,3		5,2	20,6
<i>Rana temporaria</i>	5	20	20	20	0	60	0	0	100		40
<i>Rana rid/esc/les</i>	28	19,9	19,9	28,6	3,6	32,1	21,4	14,3	71,4	7,1	

3.8. Artenvielfalt - Gewässermerkmale

Alle Abbildungen dieses Themenkomplexes (Abb. 7 - 13) trennen die Frühjahrs- und Sommerlaicher, da manche der erhobenen Gewässermerkmale auf diese beiden Artengruppen unterschiedlich wirken. Diese Trennung setzt lediglich in der zeitlichen Abfolge des Erscheinens am Laichgewässer eine Zäsur, keinesfalls darf sie als strenge ökologische Klassifizierung gewertet werden.

Die durchschnittlichen Artenzahlen der einzelnen Flächenstufen (Abb.7) zeigen ein deutliches Maximum bei Gewässern mit 100-500 m², welche nahezu 4 Arten beherbergen. Hingegen kann in beiden Extremgruppen nur mit weniger als 2 Arten gerechnet werden. Die kleinste Flächengruppe enthält vor allem kleine Kolke entlegener Grabensysteme und zwei winzige Tümpel auf dem Schotterfeld im Quadranten H29, die großflächigen Gewässer sind Abschnitte der großen Hauptarme.

Die Beständigkeit der Fortpflanzungsgewässer (Abb. 8) erlangte im Jahr 1995 nur geringe Bedeutung für den Artenreichtum der Amphibien, dies kann bei stark zur Unbeständigkeit neigenden Gewässerbereichen an der sehr guten Wasserversorgung dieses Jahres gelegen haben. Nahezu alle Gewässer waren im Jahr 1995 vom zeitigen Frühjahr bis in den Spätsommer wasserführend, und damit für alle Arten nutzbar.

Nur gering erscheint der Einfluß des Besonnungsgrades der Wasserfläche (Abb. 9), die artenarmen großen Altarme vermindern den durchschnittlichen Artenbestand der Gewässer mit starkem Lichteinfall auf die Wasserfläche. Daß die tendenziell weniger submerse Vegetation aufweisenden, lichtarmen Gewässer eine geringere Artenzahl der strukturliebenden Sommerlaicher beherbergen, scheint dennoch leicht angedeutet.

Besonnung der Ufer (Abb. 10) geht nicht unbedingt mit gesteigertem Artenreichtum einher, die Stufe der Gewässer mit sehr stark besonnten Ufern zeigt deutlich geringere Artenzahlen. Auch hier reduzieren die stark besonnten Ufer der artenarmen Großgewässer den Durchschnittswert der höchsten Besonnungsstufe.

Der Zusammenhang Gewässervegetation-Artenreichtum (Abb. 11) könnte für Arten, welche ihre Laichgewässer erst jahreszeitlich spät wählen, kaum deutlicher ausgeprägt sein. Für die Frühjahrslaicher ist ein derartiger Zusammenhang kaum erkennbar, der Einbruch in der höchsten Stufe erklärt sich für diese Artengruppe durch das Fehlen dieses Gewässertyps zum Zeitpunkt der Laichablage.

Gewässer, deren Wasserhaushalt vom oberflächlichen Hochwasser bestimmt wird, zeigen beträchtlich höhere Artenzahlen der Sommerlaicher (Abb. 12), hingegen kann für die Frühjahrslaicher kein derartiger Trend festgestellt werden.

Bei Hochwasser nicht durchströmte Gewässer zeigen bei den Sommerlaichern höhere Artenzahlen (Abb. 13). Diese Gewässer sind durch die geringere Anbindung zumeist stärkeren Schwankungen ihres Wasserhaushaltes unterworfen.

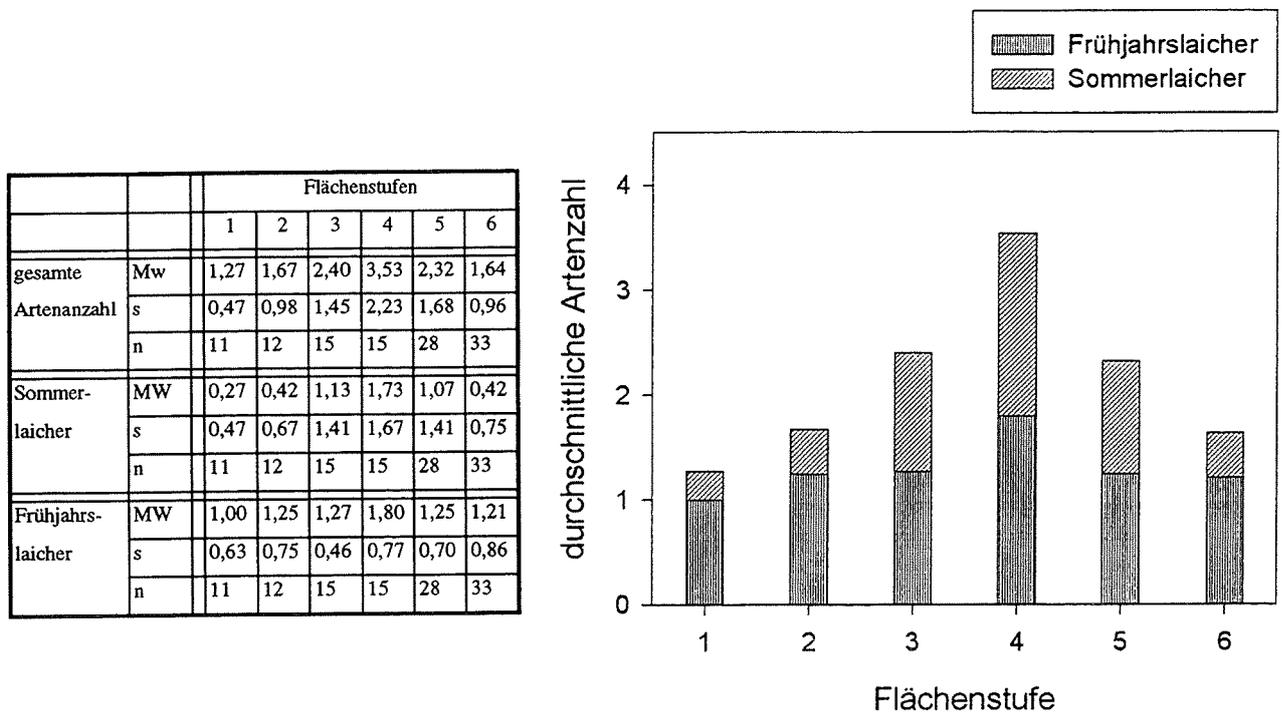


Abbildung 7: Durchschnittliche Artenzahlen der Flächenstufen

Flächenstufe: 1.. < 20m² 2.. 20-50m² 3.. 50-100m²
 4.. 100-500m² 5.. 500-2500m² 6.. > 2500m²

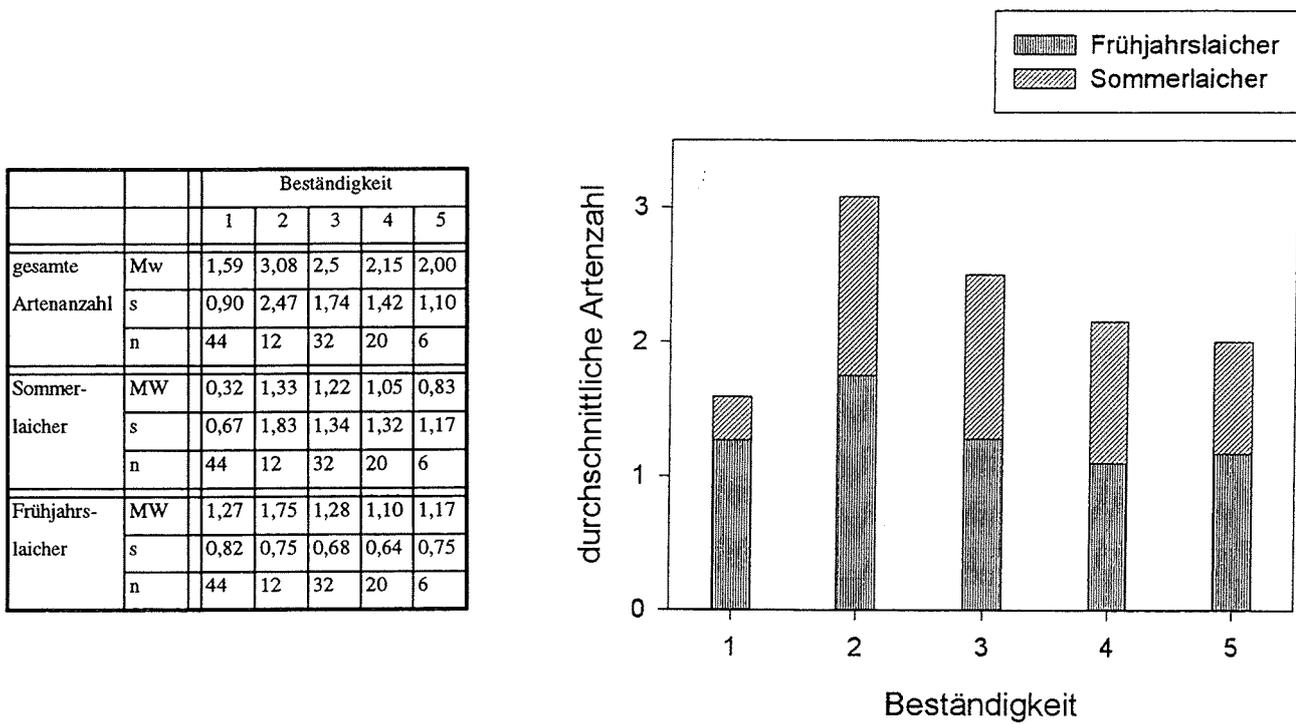


Abbildung 8: Durchschnittliche Artenzahlen nach Beständigkeit des Gewässers
 Beständigkeit: 1.. permanent 2.. permanent, aber zur aquatischen Überwinterung ungeeignet
 3.. im Herbst trocken 4.. im Spätsommer trocken 5.. auch im Sommer Trockenphasen

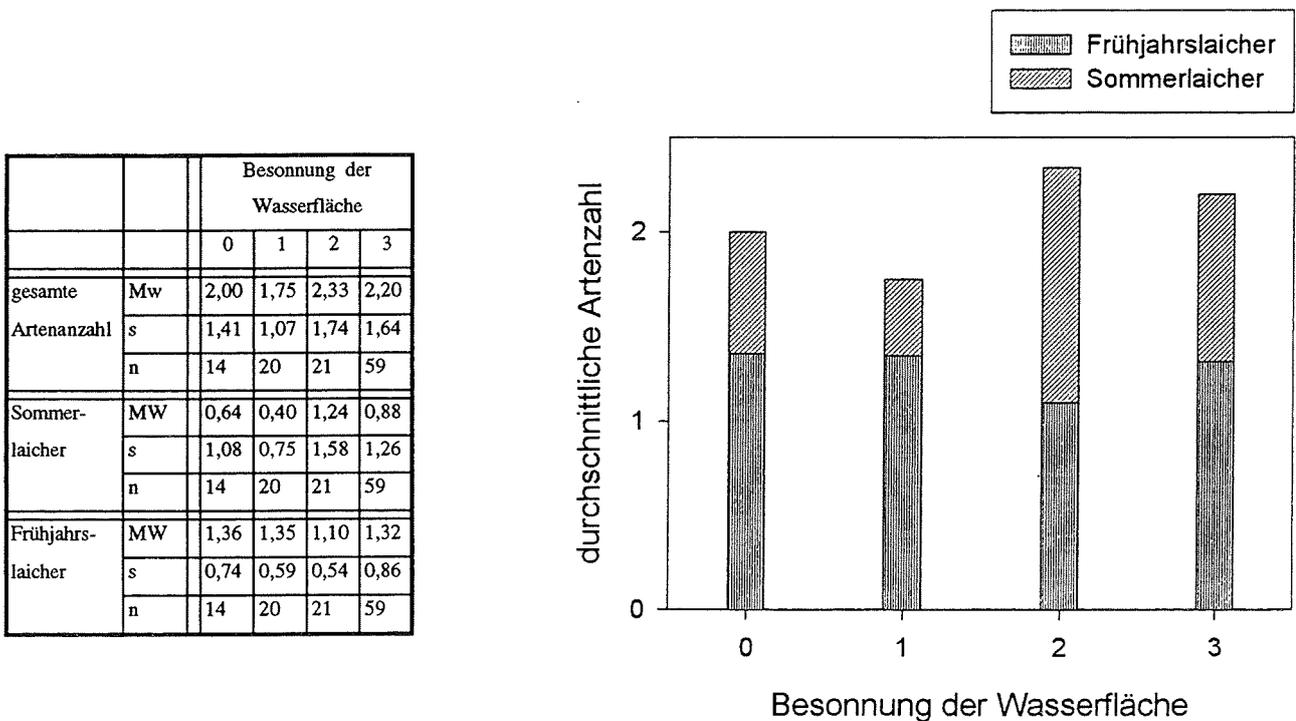


Abbildung 9: Durchschnittliche Artenzahlen nach Besonnung der Wasserfläche
 Besonnung der Wasserfläche: 0.. nicht vorhanden 1.. gering 2.. ausgeprägt 3.. stark ausgeprägt

		Besonnung der Ufer			
		0	1	2	3
gesamte Artenanzahl	Mw	2,00	1,72	2,86	1,95
	s	1,41	1,13	2,03	1,33
	n	14	29	28	43
Sommerlaicher	MW	0,64	0,52	1,25	0,84
	s	1,08	0,99	1,67	1,04
	n	14	29	28	43
Frühjahrs-laicher	MW	1,36	1,21	1,61	1,12
	s	0,74	0,56	0,83	0,76
	n	14	29	28	43

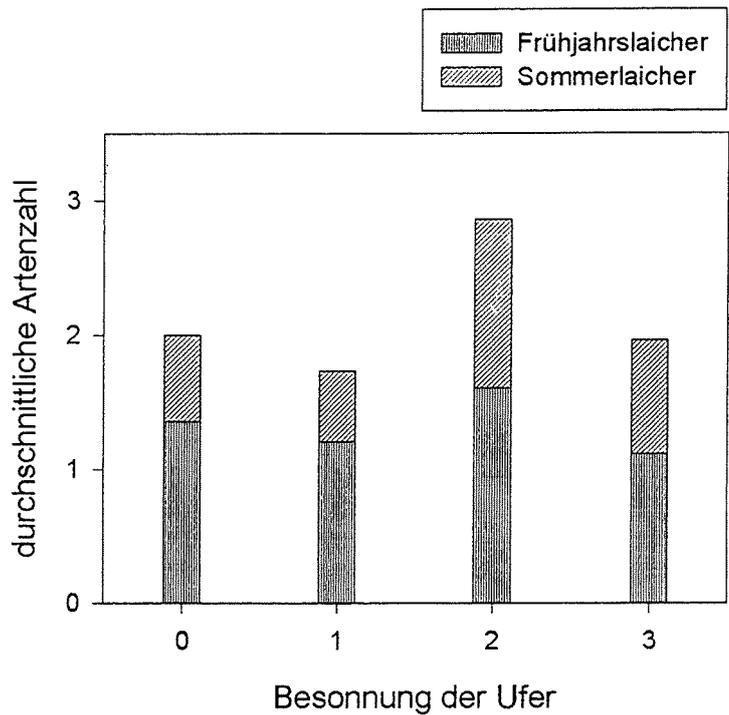


Abbildung 10: Durchschnittliche Artenzahlen nach Besonnung der Gewässerufer
 Besonnung der Ufer: 0.. nicht vorhanden 1.. gering 2.. ausgeprägt 3.. stark ausgeprägt

		submerse Vegetation			
		0	1	2	3
gesamte Artenanzahl	Mw	1,49	1,76	3,62	4,80
	s	0,80	1,14	1,88	4,48
	n	47	41	21	5
Sommerlaicher	MW	0,26	0,76	1,71	3,2
	s	0,53	0,97	1,71	0,84
	n	47	41	21	5
Frühjahrs-laicher	MW	1,23	1,00	1,90	1,60
	s	0,52	0,74	0,83	0,89
	n	47	41	21	5

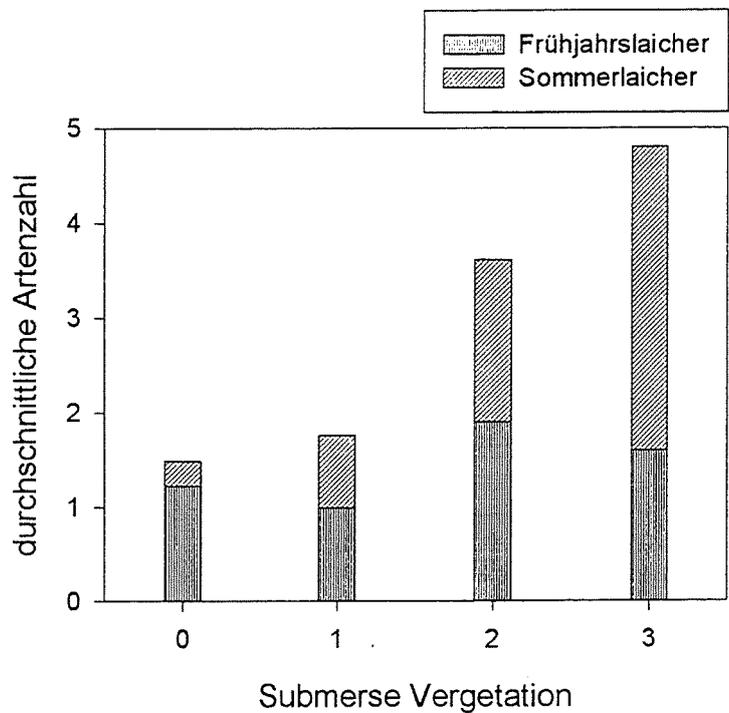


Abbildung 11: Durchschnittliche Artenzahlen nach Ausbildung der submersen Vegetation
 Submerse Vegetation: 0.. nicht vorhanden 1.. gering 2.. ausgeprägt 3.. stark ausgeprägt

		Speisungstyp		
		1	2	3
gesamte Artenanzahl	Mw	1,50	2,77	2,67
	s	0,82	1,88	0,58
	n	58	53	3
Sommerlaicher	MW	0,26	1,51	0,00
	s	0,58	1,44	0,00
	n	58	53	3
Frühjahrs-laicher	MW	1,24	1,26	2,67
	s	0,68	0,76	0,58
	n	58	53	3

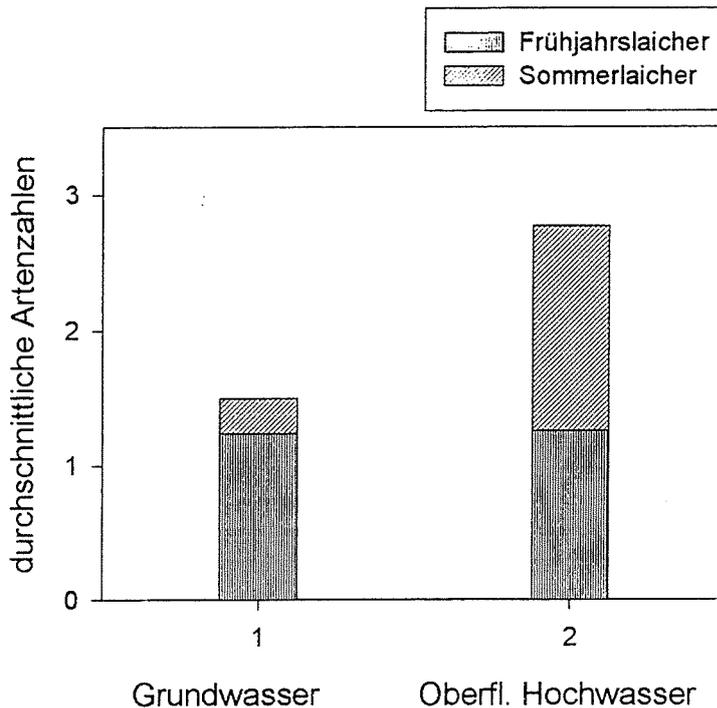


Abbildung 12: Durchschnittliche Artenzahlen nach dominierendem Wassereinfluß
Überwiegender Wassereinfluß:

- 1.. Grundwasserkörper der Donau
- 2.. oberflächliche Hochwässer

(Durch Hangwasser geprägte Gewässer sind in der Grafik nicht dargestellt)

		Durchströmung bei HW	
		0	1
gesamte Artenanzahl	Mw	2,65	2,03
	s	1,46	1,54
	n	17	97
Sommerlaicher	MW	1,65	0,69
	s	1,27	1,18
	n	17	97
Frühjahrs-laicher	MW	1,00	1,34
	s	0,61	0,76
	n	17	97

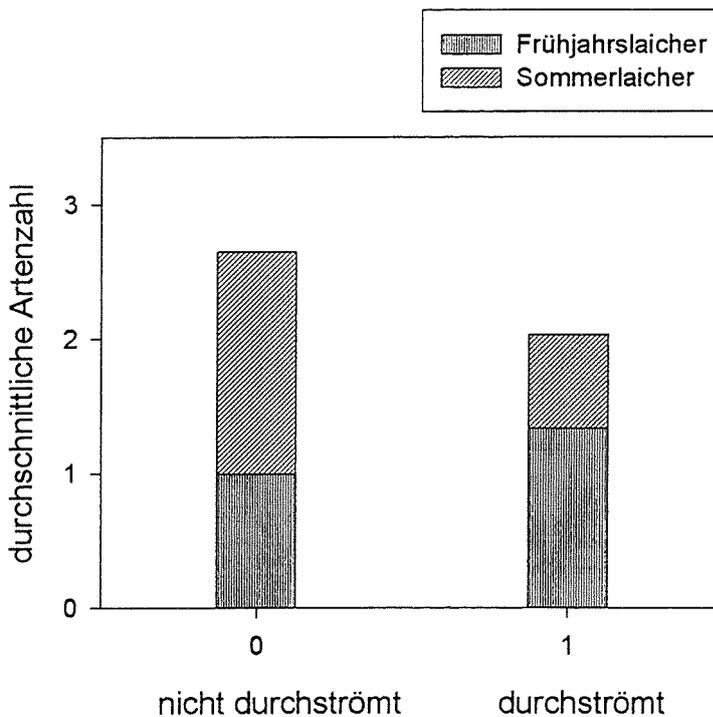


Abbildung 13: Durchschnittliche Artenzahlen nach Durchströmung bei Hochwasser

Durchströmung bei mittlerem Hochwasser: 0.. nicht gegeben 1.. gegeben

4. Diskussion

132 Gewässerabschnitte wurden bei der herbstlichen Makrophyten-Kartierung (siehe Abschnitt „Makrophyten“) ausgewiesen, für 61 davon konnte die Nutzung als Fortpflanzungsgewässer nachgewiesen werden (45%). Zusätzlich wurden, bei vergleichbaren Gliederungskriterien, etwa 53 temporäre Gewässer oder Gewässerabschnitte genutzt. Entsprechend dieser Unterteilung kann 114 von 185 Gewässerabschnitten eine reproduktive Bedeutung zuerkannt werden, das sind etwa 62% des gesamten Gewässerbestandes.

Werden die Gewässergrenzen der großen Altarme an den Traversen angenommen und bei niedrigem Mittelwasser verbundene Wasserflächen grundsätzlich als eine Einheit betrachtet, so können anstelle der 132 Gewässerabschnitte nur 52 im Herbst 1995 wasserführende Gewässer unterschieden werden². Von diesen würden lediglich 17 ohne Fortpflanzungsnachweis verbleiben. Die Anwendung des strengen Einteilungsschemas läßt die Anzahl der temporären Fortpflanzungsgewässer von 53 auf 40 sinken, es ergeben sich daher 75 Fortpflanzungsgewässer bei einer Gesamtzahl von 92 Gewässern: über 80% des Gewässerbestandes werden reproduktiv genutzt.

Im Gegensatz zum großen Altarmsystem nutzen die Amphibien das Angebot an Klein- und Temporärgewässern nahezu vollständig, 1996 wurden in geringem Maße auch 1995 nicht angenommenen Tümpel zur Fortpflanzung aufgesucht (z.B. im Quadranten F19). Die geringere Fortpflanzungsaktivität in diesem Bereich muß nicht unbedingt der Vegetations- und Strukturarmut angelastet werden, sondern könnte auch als Ausdruck des geringen terrestrischen Lebensraumangebotes in diesem Bereich gewertet werden.

Die im Frühjahr durch geringen Wasserstand ausgezeichneten Seitenarme (G34 - E39, E43 - H43) wurden 1995 von früh laichenden Amphibienarten durchaus angenommen (ca. 20% der Springfroschlaichballen), es konnten aber im Sommer nur vereinzelt Larven gefunden werden. Die strukturarmen Ufer bieten wohl nur unzureichenden Schutz vor räuberischen Fischen (CLAUSNITZER, 1983) und bei Hochwasser.

² Bei sehr radikaler Anwendung oder beim Kriterium „durchschnittliches Mittelwasser“ sinkt diese Zahl auf etwa 47.

Die beträchtliche Fortpflanzungsleistung, welche insbesondere der Springfrosch in derartig „ungeeigneten“ Laichgewässer erbrachte, kann wohl nur als Ausdruck der hohen Ungewißheit über die weitere Entwicklung des Wasserstandes gewertet werden: in wasserreichen Jahren scheinen die Entwicklungschancen aller Gelege im großen Altarmsystem sehr gering, in trockenen Sommern könnten sie jedoch die einzigen ausreichend beständigen Gewässer sein. Weiters unterliegen Larven in den „optimalen“ Laichgewässern einem beträchtlichen innerartlichen Konkurrenzdruck und sind der räuberischen Invertebratenfauna stärker ausgesetzt.

Springfroschlarven besitzen auch in struktur- und vegetationsfreien Gewässern mit steilen, feinsubstratigen Ufern gute Lebensmöglichkeiten, sofern die Strömung bei Hochwasser gering bleibt und keine räuberischen Fische einzudringen vermögen: im Gewässer 77a (Quadrant F33) wurden im Mai 1995 etwa 50 Springfrosch-Larven gefunden, im Juli konnten noch 20 gut entwickelte Quappen angetroffen werden. Derartig hohe Überlebensraten wären in den „optimalen“ Fortpflanzungsgewässern kaum vorstellbar.

Nach PINTAR & STRAKA (1990) zeigte der Springfrosch die gleichmäßigste Verbreitung aller Amphibien der Donau-Auen. Von den erfaßten 296 Amphibienlaichplätzen waren 85% auch durch den Springfrosch besetzt, welcher die am wenigsten differenzierten Ansprüche an das Laichgewässer stellte. Die größte Bedeutung besaßen temporäre Gewässer, auch Fließgewässer wurden angenommen, sofern Flachwasserzonen oder Buchten vorhanden waren. Fehlende Vegetation und strukturelle Armut wurden weitgehend toleriert. Als einzige Amphibienart besiedelte der Springfrosch sogar die donaunahen, bei Hochwasser stark durchströmten Gräben in größerem Ausmaß.

Dieses Verbreitungsbild kann direkt auf das Haslauer Augebiet übertragen werden, im Auengebiet bei Haslau wird die räumliche Verbreitung durch die zeitliche Verfügbarkeit der Gewässer bestimmt. Das breite Laichgewässerspektrum des Springfrosches konnten WARINGER-LÖSCHENKOHL et al. (1986) auch in den Donauauen von Schönau feststellen.

Amphibien des Aubereiches zeigen eine verhältnismäßig hohe Plastizität des Laichzeitpunktes (PINTAR & STRAKA, 1990) und können dadurch die Ungewißheit der Wasserführung teilweise kompensieren: dies zeigte sich auch beim Springfrosch, welcher die temporären

Gewässer östlich des Mitterhaufens zur Laichabgabe nutzte, obwohl diese erst nach Ende seiner Hauptlaichzeit entstanden waren.

Die hohen Schwankungen der Gelegezahlen entsprechen den Ergebnissen anderer Gebiete: 2-3 Jahre nach Jahren mit guten Entwicklungsmöglichkeiten kommt es zu einem sprunghaften Anstieg der laichenden Tiere, auch Nahrungsangebot des Vorjahres und Überwinterungsverluste beeinflussen stark die auftretende Laichpopulation.

Tabelle 6: Stetigkeit (Zahl der frequentierten Laichplätze in % der gesamten Laichplätze) der Amphibien in österreichischen Donauauen: 1= PINTAR & STRAKA (1990), 2= WARINGER-LÖSCHENKOHL (1989) ; 3= PINTAR & WARINGER-LÖSCHENKOHL (1989); 4= WARINGER-LÖSCHENKOHL et al. (1986); 5= WARINGER-LÖSCHENKOHL & WANZENBÖCK-ENDEL (1989); 6= WARINGER-LÖSCHENKOHL & WANZENBÖCK-ENDEL (1992); 7= BAUMGARTNER & WARINGER-LÖSCHENKOHL (in Vorb.)

Art	M. Ellend - Regelsbrunn 1995 - 1996	Stopfeneuth 1982-1983 (1)	Petronell 1982-1983 (1)	Korneuburg 1976-1986 (1)	Althenwörth 1985 (2)	Althenwörth 1988 (2)	Melk 1987 (3)	Emmersdorf 1987 (3)	Rosatz 1987 (3)	Schönau 1986 (4)	Obere Lobau 1989 (5)	Obere Lobau 1990 (6)	Obere Lobau 1994 (7)
<i>Triturus dobrogicus</i>	12,3	13,5		28,6	6,7		10,0	25,0		8,3			25,8
<i>Triturus vulgaris</i>	10,5	48,7	41,2	35,7	13,3	13,6	10,0	12,5	18,0	33,3	14,3	46,7	48,4
<i>Bombina bombina</i>	17,5	52,7	35,3	39,3	13,3					25,0	7,1	13,3	48,4
<i>Pelobates fuscus</i>	2,6	16,2	5,9	21,4	26,7	4,5	10,0	12,5	66,7	25,0	21,4	6,7	16,1
<i>Bufo bufo</i>	31,6	43,2	17,7	64,3	53,3	59,1	60,0	62,5	55,6	58,3	7,1	26,7	12,9
<i>Hyla arborea</i>	15,8	36,5	52,9	42,9	26,7	18,2	0,0	12,5	33,3	41,7	7,1	26,7	35,5
<i>Rana arvalis w.</i>	7,9	16,2		50,0						8,3		60,0	25,8
<i>Rana dalmatina</i>	85,1	98,7	88,2	82,1			70,0	100,0	100,0	66,7	100,0	80,0	38,7
<i>Rana temporaria</i>	4,4	1,4		67,9			80,0	62,5	66,7				
Braunfrösche gesamt					80,0	100,0							
<i>Rana les/es/rid</i>	24,6	75,7	41,2	17,9	46,7	45,5	10,0			33,3		100,0	54,8
Gewässeranzahl	114	74	17	28	15	22	10	8	9	12	14	15	31

Im Vergleich zu anderen Auegebieten lag die Stetigkeit des Springfrosches in der Haslauer Au 1995 niedriger: einige der temporären Kleingewässer waren erst nach seiner Hauptlaichperiode entstanden. Auch die sehr niedrige Stetigkeit in der Wiener Lobau 1994 war durch die sehr späte Entstehung der Kleingewässer bedingt (Dotation des Mühlwassers Ende April). Der Donaupegel erreicht im Untersuchungsgebiet statistisch kurz vor oder während der Hauptlaichzeit des Springfrosches einen Höhepunkt, sodaß diesem dann sämtliche Kleingewässer zur Verfügung stehen.

Der Moorfrosch besiedelte vor allem die hangnahen, zur Verlandung tendierenden Gewässer, welche teilweise gut besonnt waren. Derartige Ansprüche an Laichgewässer wurden auch für andere Auegebiete festgestellt, PINTAR & STRAKA (1990) definieren für diese Art die Ansprüche an Laichgewässer im Auegebiet als sonnige Flachwasserbereiche mit ausgeprägter Verlandungstendenz, gelegentlich werden auch beschattete Kleingewässer angenommen.

Die Erdkröte besitzt die weiteste Verbreitung aller Amphibien der Donau-Auen (PINTAR & STRAKA, 1990), permanente und temporäre Gewässer werden als Laichplatz angenommen, Fließgewässer nur selten. Im Haslauer Auegebiet zeigt diese Art ebenfalls sehr hohe Verbreitung, allerdings findet sie sich auch in Gewässerbereichen, welche über beträchtliche Zeiträume Fließgewässercharakter aufweisen. Die Affinität der Larven zu leichten Strömungszonen unterhalb der Traversen war auffällig und über Wochen beobachtbar, dies kann aber nicht als Hinweis auf Laichplatzansprüche gewertet werden.

Die geringe Besiedlung der Donauauen durch die Knoblauchkröte wird auch von PINTAR & STRAKA (1990) betont, ebenso ihre sehr starke Bindung an temporäre Gewässer und die Toleranz gegenüber geringer Struktur und Beschattung.

Nach PINTAR & STRAKA (1990) zählt der Donau-Kammolch zu den seltenen Arten der Donau-Auen, sein Verbreitungsbild zeigt lokalen Charakter. Als Laichgewässer werden ausschließlich temporäre Gewässer angenommen. Im Haslauer Auegebiet findet sich diese Art mit 14 Laichgewässern sehr zahlreich, dies kann auf die weitgehend unberührte Vielfalt temporärer Kleingewässer des Gebietes deuten.

Alle hinsichtlich Artenvielfalt herausragenden Laichplätze liegen in abgeschnittenen, vielfach temporären Kleingewässern oder Tümpelketten. Dies bestätigt die Befunde von PINTAR & WARINGER-LÖSCHENKOHL (1989) für die Donauauen bei Melk und Emmersdorf: Teichmolch, Donau-Kammolch und Laubfrosch sind in diesem Gebiet nur in derartigen Gewässern anzutreffen. Die Verteilung der Arten im Untersuchungsgebiet entspricht auch den Angaben von PINTAR & STRAKA (1990) für die Stopfenreuther und Korneuburger Au: etwa 70% der von den Amphibien genutzten Laichplätzen waren temporäre Gewässer, besonders relevant zeigte sich dieser Gewässertyp für Donau-Kammolch, Teichmolch, Rotbauchunke, Knoblauchkröte und Laubfrosch; nur Braunfrösche nahmen auch Fließgewässer als Laichplatz

in Anspruch. Die geringe Besiedlung größerer Gewässer durch Teichmolch, Donau-Kammolch, Rotbauch-Unke, Knoblauchkröte und Laubfrosch wurde auch von WARINGER-LÖSCHENKOHL et al. (1986) für die Auen bei Schönau angeführt.

Das Artenspektrum des Untersuchungsgebietes weist alle im Gebiet zu erwartenden Amphibien auf, es entspricht dem der Wiener Lobau (WARINGER-LÖSCHENKOHL & WANZENBÖCK-ENDEL, 1992; BAUMGARTNER & WARINGER-LÖSCHENKOHL, in Vorb.), der Auen bei Schönau (WARINGER-LÖSCHENKOHL et al., 1986), Altenwörth (WARINGER-LÖSCHENKOHL, 1989), im Tullner Feld, Wiener Becken (PINTAR & STRAKA, 1990) und Wiener Prater (SEHNAL & TIEDEMANN, 1990).

Beurteilung des Projektgebietes und der geplanten Anbindung:

Im Untersuchungsgebiet finden sich neben den großen Altarmen noch zahlreiche abgeschnittene Tümpel, nur im Hochwasserfall (gering) durchströmte Tümpelketten und trockene Gräben. Diese strukturelle Vielfalt bietet Laichplätze für unterschiedlichste Ansprüche, sodaß alle zu erwartenden Amphibienarten auch tatsächlich nachgewiesen werden konnten.

Da diese Kleingewässer nicht im unmittelbaren Einflußbereich der großen Altarme liegen, bleiben sie auch im Fall einer Anbindung der großen Altarme an den Hauptstrom weitgehend unbeeinflusst. Bei einer Hebung des Grundwasserspiegels könnte ein Teil der Kleingewässer tendenziell vorteilhafte, geringfügige Ausweitungen der Wasserflächen aufweisen. Im Gebiet liegen zahlreiche derzeit trockene Gräben und Senken, sodaß bei einer Hebung des Grundwasserspiegels bzw. bei stärkeren oder häufigeren Überflutungen neue Kleingewässer zu erwarten sind. Die weitgehend ungestörte Morphologie des Untersuchungsgebietes garantiert solcherart den Erhalt der derzeitigen Vielfalt an Gewässern und Feuchtlebensräumen im Falle einer Anbindung. Mögliche Veränderungen sind daher aus Sicht der Amphibienkunde keinesfalls als nachteilig zu beurteilen.

5. Literaturverzeichnis

- BAUMGARTNER, C. & WARINGER-LÖSCHENKOHL, A. (in Vorb.): Dotation Lobau, Begleitendes ökologisches Versuchsprogramm, Kartierung der Amphibienfauna. - Magistrat der Stadt Wien, MA 45
- CLAUSNITZER, H.J. (1983): Zum gemeinsamen Vorkommen von Amphibien und Fischen. - Salamandra **19**: 158-162
- GRILLITSCH, B., GRILLITSCH, H., HÄUPL, M. & TIEDEMANN, F. (1983): Lurche und Kriechtiere Niederösterreich. - Facultas Verlag, Wien
- PINTAR, M. (1984): Die Ökologie von Anuren in Waldlebensräumen der Donau-Auen oberhalb Wiens (Stockerau, Niederösterreich). - Bonn. zool. Beitr. **35**: 185-212
- PINTAR, M. & STRAKA, U. (1990): Beitrag zur Kenntnis der Amphibienfauna der Donau-Auen im Tullner Feld und Wiener Becken. - Verh. Zool.-Bot. Ges. Österreich **127**: 123-146
- PINTAR, M. & WARINGER-LÖSCHENKOHL, A. (1989): Faunistisch-ökologische Erhebungen der Amphibienfauna in den Auegebieten der Wachau. - Verh. Zool.-Bot. Ges. Österreich **126**: 77-96
- SEHNAL, P. & TIEDEMANN, F. (1990): Zur Bestandssituation der Lurche und Kriechtiere im Wiener Prater (Österreich). - Herpetozoa **2**: 117-130
- WARINGER-LÖSCHENKOHL, A., LENGAUER, R., SCHWEIGER, E. & SLAPA, C. (1986): Aufnahme der Amphibienfauna in den Donauauen bei Schönau (Niederösterreich). - Verh. Zool.-Bot. Ges. Österreich **124**: 115-120
- WARINGER-LÖSCHENKOHL, A. (1989): Zwischenergebnisse zur Situation der Amphibien in den nördlichen Altenwörther Donauauen nach Errichtung eines Dotationssystems („Hinterlandprojekt Nord“). - Österr. Wasserwirtschaft **41**: 213-214,
- WARINGER-LÖSCHENKOHL, A. & WANZENBÖCK-ENDEL, S. (1989): Dotation Lobau, Begleitendes ökologisches Versuchsprogramm, Kartierung der Amphibienfauna. - Magistrat der Stadt Wien, MA 45
- WARINGER-LÖSCHENKOHL, A. & WANZENBÖCK-ENDEL, S. (1992): Dotation Lobau, Begleitendes ökologisches Versuchsprogramm, Kartierung der Amphibienfauna. - Magistrat der Stadt Wien, MA 45

Jungfische

Irene ZWEIMÜLLER, Stefan MOIDL & Helmut NIMMERVOLL

1. Einleitung

Jungfische erweisen sich in doppelter Hinsicht wichtig für die Charakterisierung von Augewässern. Sie stellen die sensible Phase einer wichtigen Artengruppe dar, außerdem wurden Jungfischassoziationen bereits zur biozönotischen Charakterisierung von Habitaten in Ausystemen herangezogen (z.B. COPP, 1989).

Das Regelbrunner Altarmsystem weist eine größere Anzahl rheophiler Jungfische auf, als von schwächer angebundenen Altarmen bekannt ist (SPINDLER, 1991). Da gerade die rheophile Fischfauna der Donau in ihrem Bestand gefährdet ist (Adultfische: Tab. 1), stellt eine Verbesserung ihrer Reproduktionsmöglichkeiten eine Verbesserung der ökologischen Funktionsfähigkeit des Ausystems dar. Parallel zur raschen physiologischen und morphologischen Entwicklung der Fischlarven und Juvenilen tritt bei vielen Arten eine Verschiebung der bevorzugten Kleinlebensräume auf. Diese Arten sind in ihrem Reproduktionserfolg darauf angewiesen, daß jeweils die wichtigen Kleinlebensräume zur richtigen Zeit für die Jugendstadien zur Verfügung stehen. Daher kann die ökologische Charakterisierung eines Standortes anhand der Jungfischfauna deutlichen saisonalen, aber auch interannuellen Unterschieden unterliegen. Die hydrologische Situation des Untersuchungsjahres prägt die Jungfischassoziation wesentlich, wobei die zeitliche Abfolge unterschiedlicher Vernetzungszustände jedes Jahr andere Arten fördern kann (ZWEIMÜLLER & SCHIEMER, in Vorb.) Um voraussagen zu können, welche Bedingungen welche Art(en) fördern, sollten die Ansprüche einer Art an ihre klein- und großräumige Umgebung im ontogenetischen Verlauf bekannt sein, weiters die Laichzeiten und die Entwicklungsdauer der Eier und Larven, da Eier und Larven unterschiedlich empfindlich auf Auswaschungsphänomene sind (PAVLOV, 1994).

Die Jungfischaufnahmen sollten folgende Frage beantworten:

- Derzeitige Nutzung des Altarmsystems durch rheophile Jungfische und eine Prognose der künftigen Entwicklung.
- Unterschiede in der Jungfischassoziation in unterschiedlich stark angebundenen Altarmabschnitten mit dem Versuch einer Prognose der durch das Restaurierungsprojekt zu erwartenden Veränderungen.

Die Jungfischfauna wurde an 5 Probestermen im Jahr 1994 und an einem Probestertem in Jahr 1996 untersucht. Die beiden Untersuchungsserien verfolgten unterschiedliche Fragestellungen. In der ersten sollte die räumlich Einnischung der Jungfischfauna im Altarm vor allem auf kleinräumigem Niveau und im saisonalen Verlauf untersucht werden. Daher wurde die Beprobung an einigen Probestellen konzentriert unter Berücksichtigung der vorhandenen Kleinlebensräume durchgeführt. Im Jahr 1996 ging es hauptsächlich um die großräumige Verteilung von Larven rheophiler Arten. Dabei wurde das Beprobungsprogramm bereits auf im Jahr 1994 gewonnenen Erkenntnisse abgestimmt.

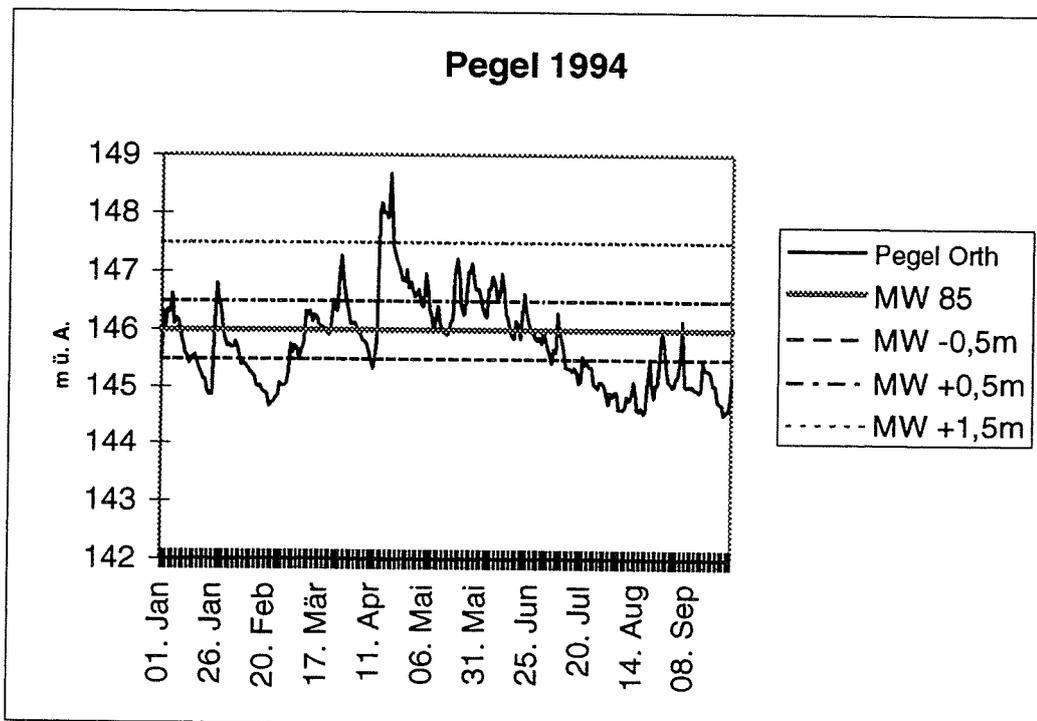


Abbildung 1: Pegel Orth, 1994 (Daten: Wasserstraßendirektion Wien)

2. Jungfischaufnahmen 1994

Die Jungfischaufnahmen erstreckten sich über einen Zeitraum von fünf Monaten (Juni - Oktober 1994) und umfaßten sowohl Standorte im Hauptaltarm, in Einströmbereichen als auch Nebenarmbereiche. Das Untersuchungsjahr war im Frühsommer durch die charakteristische hohe Vernetzung mit der Donau gekennzeichnet. Sommerhochwässer oder eine herbstliche Periode mit erhöhten Wasserständen und starker Vernetzung Altarm-Donau traten nicht auf (Abb. 1).

2.1. Material und Methoden

Die Jungfische wurden durch uferparallele Ufernetzzüge gefangen. Dabei kamen zwei Netzgrößen zum Einsatz:

- * Uferzugnetz (11 m lang, 1 m hoch, 1mm Maschenweite)
- * Hohes Uferzugnetz (11 m lang, 4 m hoch, ca. 0,8mm Maschenweite)

Das Uferzugnetz kam in Tiefen bis zu 1 m, das hohe Uferzugnetz zur Beprobung des Freiwasserkörpers in Tiefen ab 1 m zur Anwendung.

Umweltparameter: Die befischten Flächen wurden mittels Rollmaßband vermessen. Die Wassertiefen am Probenpunkt, die Entfernung vom Ufer, der Deckungsgrad an Makrophyten und/der überfluteten Ufervegetation, Deckungsgrad von Totholz, die Substratcharakteristik, die Temperatur am Ufer und in ein Meter Wassertiefe bzw. am tiefsten Punkt (Oberfläche und über Grund) wurden protokolliert. Zusätzlich wurde ab Juli von jedem Probenpunkt ein Profil senkrecht zum Ufer in die Gewässermitte gelegt, die Uferdistanz in 30, 60 und 100 cm Wassertiefe ermittelt (Rollmaßband) und die Strukturparameter für 3 Tiefenstufen getrennt (0-30, 30-60, 60-100 cm) aufgenommen. Diese Parameter sollten Hinweise auf die Kleinlebensraumnutzung bei verschiedener Strukturierung der näheren Umgebung (Mesohabitate) geben.

Längenmessung: Von den gefangenen Tieren wurden die größeren identifiziert, vermessen (Totallänge) und wieder freigelassen. Die kleineren Individuen (< ca. 3cm) wurden mit kohlenensäurehaltigem Wasser betäubt und in 4% Formol fixiert. Im Labor wurden die Tiere

soweit möglich auf Artniveau identifiziert und ihre Totallänge auf 1/10mm genau mit einer Schublehre vermessen. Manche Arten wurden für einen oder mehrere Monate zu Gruppen zusammengefaßt (Brachse/Güster im Juni, Weißflossengründling und Gründling bis September). Bei großen Proben wurden die Individuen einer Art aufgereiht und nach einer vorher festgelegten Zahl jeder 3., bzw. 5. oder 7. Fisch vermessen.

2.1.1. Mathematische Methoden

Die Daten wurden mit den erfaßten Flächenangaben auf Dichten umgerechnet. Für die statistische Auswertung der Kleinlebensraumwahl wurden diese Daten logarithmisch transformiert (Logarithmus zur Basis 2 von (Ausgangswert + 1)).

Die einzelnen Faktoren wurden in Kategorien eingeteilt und für die häufigeren Arten wurden die mittleren Dichten für die einzelnen Kategorien berechnet und gegenübergestellt. Um auch die Informationen über das Auftreten seltener Arten analysieren zu können wurde in einer zweiten Auswertung nur das Vorhandensein oder Fehlen der Arten behandelt. Dafür wurde bei allen Arten ihr Vorkommen den einzelnen Kategorien von Umweltparametern zugeordnet. Wenn mindestens die Hälfte (Vegetation) bzw. mindestens ein Drittel (Tiefenstufen) der Proben, bei denen eine Art angetroffen wurde, bei einer Umweltkategorie auftrat, wurde die Art dieser Kategorie zugeordnet. Um auch seltenere Arten zuordnen zu können, wurden die Monate Juli und August sowie September und Oktober zusammengefaßt. Behandelt werden bei dieser Analyse im folgenden nur die Ergebnisse der beiden Faktoren Dichte der Vegetation und Wassertiefe, da nur bei ihnen klare Trends festgestellt wurden.

Faktorenanalyse: Bei der Faktorenanalyse wird die in mehreren korrelierten Variablen vorliegende Information auf wenige, voneinander unabhängige (nicht korrelierte) Faktoren übertragen. So muß dann eine Probe nicht mehr anhand der oben angeführten 6 Variablen beschrieben werden, sondern anhand von drei Faktoren (Faktorwerte). Diese Faktoren werden mit Hilfe von Faktorladungen, die die Wichtigkeit der einzelnen Variablen für den jeweiligen Faktor angeben, errechnet.

Folgende Umweltparameter wurden aufgenommen:

- Oberflächige Wassertemperatur an der Probenstelle (log₂-transformierte Daten)
- Differenz zwischen der am Ufer und der in 1 m Wassertiefe (bzw. an der tiefsten vorhandenen Stelle) am Grund gemessenen Temperatur
- Deckungsgrad Makrophyten und/oder überflutete Ufervegetation (log₂-transformierter Klassenmedian)
- Maximale Wassertiefe am Probenpunkt (log₂-transformierte Daten)
- Böschungswinkel als Distanz vom Ufer, in der 1 m Wassertiefe erreicht wird (log₂-transformierte Daten). Diese Distanz wurde aus dem maximalen Böschungswinkel auch für Stellen, die bei denen keine 1m Wassertiefe auftraten, errechnet.

Multiple lineare Regression: Bei der multiplen linearen Regression wird versucht, eine abhängige Variable (in diesem Fall die transformierten Dichtewerte) aus einer Linearkombination unabhängiger (=Einfluß) Variablen zu erklären. Die Interpretation derartiger Regressionen wird durch eine Korrelation der Einflußvariablen untereinander erschwert. Daher wurden für diese Analyse die Faktorwerte der Faktorenanalyse als unabhängige Variable herangezogen. Die Analyse wurde für alle 5 Monate getrennt durchgeführt.

2.2. Befischungsstandorte

Hauptarm:

- Haslau: Ca. 100m unterhalb der Haslauer Traverse wurde linksufrig ein Altarmabschnitt von ca. 300 m Länge erfaßt (Mitte H24, H25, Anfang H26 links).
- Mitterhaufen: Ca. 600 m unterhalb der Mitterhaufen Traverse wurde rechtsufrig ein Altarmabschnitt von ca. 500 m Länge bis 250 m vor dem Schüttelau Spitz (Schotterbank, H37 bis F39b rechts) und linksufrig eine Strecke von ca. 100m (Steilufer) erfaßt (G38 links).
- Regelsbrunn: Ca. 180 m unterhalb der Regelsbrunner Traverse wurde beidufrig ein Altarmabschnitt von ca. 400 m Länge erfaßt (ab Mitte D48, D49 bis Anfang D/C50).

Einströmbereiche:

- Süßes Loch: Das Süße Loch, der erste Einströmbereich unterhalb der Haslauer Traverse (auch Haslauer Gumpen genannt) wurde direkt hinter dem Treppelweg befischt (H24b).
- Regelsbrunner
Einströmbereich: Der oberste Regelsbrunner Einströmbereich wurde an drei Stellen befischt (E49d)

Nebenarm:

- Nebenarm vom
Schüttelau Spitz: Der Nebenarm an der Hochkante, der beim Schüttelau Spitz mündet, wurde in einem Abschnitt von ca. 500 m beprobt, wobei die ersten Proben im Flachwasserbereich hinter dem Schüttelauer Spitz (E39d), die weiteren Proben im Flachwasserbereich des Quadranten E37c genommen wurden.
- Rotes Loch: Das Rote Loch liegt im Hochwasserabfluß des Nebenarms im Mitterhaufenbereich und wurde als abgeschlossenes Gewässer befischt (G34, unterhalb Mitterhaufen Traverse).

Tabelle 1: Reproduktionsparameter der als 0+ Fische gefundenen Arten

Art	Laichsubstrat	Brütpflege	Eizahlen / Weibchen	Eidurchmesser (mm)	mittlere (max.) Totallängen in cm	Laichtermin	Reproduktionsstrategie
Bachforelle	Schotter		10.000		(140)		period/equil
Nase	Schotter		100.000	1,5	25-40(50)	III-V	period
Barbe	Schotter		3.000-9.000	2	30-50(90)	V-VII	period/equil
Hasel	Pfl./Schotter			2	15-20(30)	III-V	
Rußnase	Schotter		80.000-300.000	1,4	20-30(50)	V-VII	period
Wfl.gründling	Sand			1,5 (a)	<15 (c)	V-VI (a)	opport
Bachschmerle	Sand		700-20.000 (b)	1	8-12(15)	IV-V	opport
Schrätzer	Schotter				15-25(30)	IV-V	
Balons Kaulbarsch							
Gründling	Sand		1.000-3.000	1,5	8-14(20)	V-VI	opport
Kesslers Grundel		x			(22)		equil
Nerfling	Pfl./Schotter		40.000-115.000	1,5	30-40(60)	IV-VI	period
Schied	Schotter		80.000-100.000		50-55(100)	IV-VI	period
Güster	Pflanzen		17.000	2	20-30(35)	V-VI	period/opport
Aitel	Schotter		20.000	1,5	30-40(60)	IV-VI	period/opport
Hecht	Pflanzen		20.000-45.000	2,5-3	40-50(150)	II-V	period/equil
Rotauge	Pfl./Schotter		50.000-100.000	1	25-30	IV-V	period/opport
Laube	Pfl./Schotter		1.500		12-15(20)	IV-VI	opport
Brachse	Pfl./Schotter		92.000	1,5	30-40(60)	V-VII	period
Giebel	Pflanzen		160.000-380.000		20(45)	IV-V	period/opport
Flußbarsch	Pfl./Schotter		12.000-300.000	1,5-2	25(50)	III-VI	period/equil
Zander	Pflanzen	x	600.000-1.000.000	1-1,5	40-50(130)	IV-V	period
Mar. Grundel	Höhlen	x			(11.5)		equil
Kaulbarsch	Pfl./Schotter		50.000-100.000	0,5-1	12-15(25)	IV-V	period/opport
Karpfen	Pflanzen		200.000-300.000	1	30-40(100)	V-VII	period
Rotfeder	Pflanzen		100.000-200.000	1,5	20-30(40)	IV-V	period
Bitterling	Muscheln	x	40-100	3	5-6(9)	IV-VI	equil
Schleie	Pflanzen		300.000	0,8-1	20-30(50)	V-VII	period
Stichling	Nestbau	x	100-4.000		5-8		equil

Die Klassifikation der Reproduktionsstrategien nach Winemiller (1992) wurde selbst vorgenommen
 period = periodische, equil = Gleichgewichts, opport = opportunistische Strategie

Angaben ohne gesonderten Hinweis nach Muus & Dahlström, 1978

(a) Wanzenböck & Wanzenböck, 1993

(b) Zweimüller, 1990

(c) geschätzt

Wfl.gründling: Weißflossengründling

Mar. Grundel: Marmorierte Grundel

Pfl./Schotter: Pflanzen und/oder Schotter

2.3. Ergebnisse

2.3.1. Arten und Reproduktionsstrategien

Es wurden insgesamt 248 Uferzüge und 48 hohe Uferzüge ausgewertet, wobei eine Fläche von 11.586,5 m² befischt wurde. In den Proben waren insgesamt 40.934 Fische enthalten. Diese teilten sich wie folgt auf die einzelnen Monate auf.

Juni	15.992
Juli	15.095
August	4.382
September	3.692
Oktober	1.774

Es wurden 28 Arten als Jungfische nachgewiesen (Tab. 1), der Karpfen (*Cyprinus carpio*), die Schmerle (*Barbatula barbatula*), der Schrätzer (*Gymnocephalus schrätzer*) und der Stichling (*Gasterosteus aculeatus*) erstmals juvenil in diesem Altarmsystem. Im Zuge dieser Befischungen wurde auch erstmals in Österreich Kesslers Grundel (*Neogobius kessleri*) nachgewiesen (siehe auch Kapitel Bodenfische).

Die Fische unterscheiden sich inner- und zwischenartlich in Hinblick auf folgende reproduktionsbiologische Parameter:

- Zeitpunkt der Reproduktion (saisonal und ontogenetisch)
- Dauer des Ablachens (saisonal und ontogenetisch)
- Anzahl und Dotterversorgung der Eier
- Brutpflege (durch Verstecken oder Verteidigen)

Generell wird in der Reproduktionsbiologie zwischen r- und K-Strategen unterschieden, wobei die r-Strategen viele Nachkommen ohne intensive Betreuung bzw. Dotterversorgung produzieren, während die K-Strategen wenige, gut beschützte bzw. reich mit Dotter versorgte Nachkommen haben.

- Dieses Konzept wurde von WINEMILLER (1992) erweitert. Der Autor unterscheidet die
- ⇒ „equilibrium“ (Gleichgewichts)-Strategie, die unter stabilen Umweltbedingungen auftritt. Die Tiere laichen spät, produzieren relativ wenige - meist gut dotterversorgte - Eier, für welche die Elterntiere vorsorgen. In diese Gruppe fallen der Bitterling und die Brutpflegenden Grundeln (Marmorierte und Kesslers Grundel) sowie der Stichling.
 - ⇒ „periodic“ (periodische) Strategie: ist an saisonal schwankende Bedingungen angepaßt. Die Tiere erreichen eine große maximale Körperlänge, laichen erst relativ spät in ihrer Entwicklung, werden aber älter und haben daher die Möglichkeit, mehrmals abzulaichen. Sie produzieren viele, nicht sehr gut versorgte Eier, für die sie keine Vorsorge treffen bzw. die Vorsorge der Elterntiere beschränkt sich auf die Wahl des geeigneten Laichsubstrates. Vertreter sind zum Beispiel Nase, Aitel, Brachse.
 - ⇒ „opportunistic“ (opportunistische) Strategie: kommt bei starken Umweltschwankungen vor, wenn diese nicht vorhersehbar (stochastisch) sind. Die kleinen bis mittelgroßen Tiere laichen früh in ihrer Entwicklung und sie produzieren mehrmals im Laufe des Jahres Eier, für die sie keine Vorsorge treffen. Vertreter: Laube.

Die periodische Strategie kann im Zusammenhang mit Augewässern als Methode gesehen werden, bei der die Art das Risiko des Überlebens auf mehrere Jahre aufteilt, während bei der opportunistischen Strategie durch mehrere Kohorten pro Jahr das Überlebensrisiko innerhalb des Jahres auf mehrere Monate verteilt wird.

Tab. 1 faßt Informationen über die Reproduktionsbiologie der im Altarm gefundenen Arten zusammen. Die meisten Arten gehören der periodischen Strategie oder einer Kombinationstyp aus opportunistischer und periodischer Strategie an. Von den ebenfalls auftretenden 4 Gleichgewichtsstrategen sind drei in ihrer Reproduktion substratbezogen: bei den Grundeln wird das Gelege vor allem unter Steinen abgelegt und von den Männchen bewacht. Der Bitterling legt seine Eier in Muscheln.

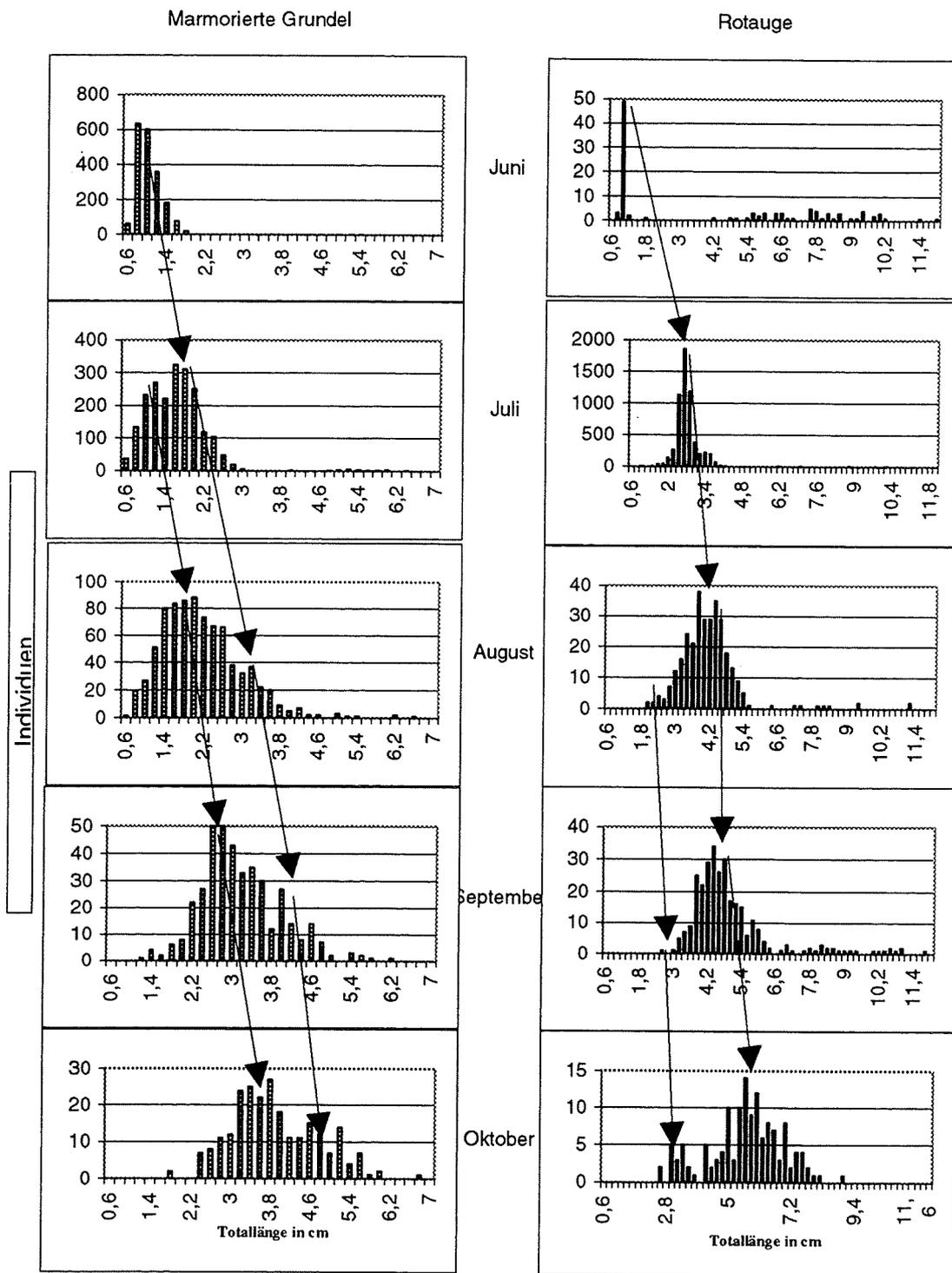
Die Reproduktionsstrategien verteilen sich nicht gleichmäßig auf die ökologischen Gruppen. Bei den Rheophilen dominiert die periodische bzw. die Mischtypen aus periodischer und Gleichgewichtsstrategie, während bei den anderen Gruppen vor allem die Übergangsformen von periodischer und opportunistischer Strategie, aber auch 3 der 4 Gleichgewichtsstrategen vertreten sind. Weitgehend unberücksichtigt bleibt in dieser Einteilung der Laichtermin

innerhalb des Jahres. Die Staffelung der Laichtermine der verschiedenen Arten ermöglicht eine saisonale Nutzung wichtiger Kleinlebensräume durch mehrere Arten hintereinander.

Im Jahr 1994 wiesen mehrere periodisch bzw. zwischen periodischer und opportunistischer Reproduktionstrategie liegende Arten zwei bzw. drei Kohorten auf (Abb. 2 und Datenband). Bei Brachse und Aitel erfolgte der zweite Laichschub Mitte bis Ende Juni und war - nach den Längenfrequenzhistogrammen der darauffolgenden Monate zu urteilen - wesentlich erfolgreicher als der erste Laichschub. Bei der Rußnase waren beide Kohorten in den August- und Septemberproben annähernd gleich vertreten. Im August und Oktober konnten jeweils sehr kleine Rotaugen nachgewiesen werden (Abb. 2), was höchstwahrscheinlich auf einen zweiten, späten Laichschub im Juli hindeutet. Bei Nase und Barbe trat nur eine Kohorte auf (siehe Datenband). Keine Hinweise auf einen zweiten Laichschub fanden sich auch beim früh laichenden Hecht, ebenso wie bei der spätlaiichenden Güster (siehe Datenband).

Von den opportunistischen Arten erreichte die Laube die höchsten Individuenzahlen. Die Art laichte mindestens viermal ab, der letzte Laichschub erfolgte im späten September (siehe Datenband). Wieder waren vor allem die im Frühsommer (Ende Juni, Ende Juli) abgelaiichten Kohorten erfolgreich.

Die Gleichgewichtsstrategen Marmorierte Grundel und Bitterling laichten zweimal ab (Abb. 2 und Datenband). Die zweite Kohorte trat bei beiden Arten erstmals im Juli in Erscheinung. Die beiden Kohorten dürften bei beiden Arten annähernd gleich erfolgreich gewesen sein.



Pfeile verdeutlichen das Längenwachstum der Kohorten

Abbildung 2: Längenfrequenzdiagramme im saisonalen Verlauf

2.3.2. Großräumige Verteilung

Die höchste Artenzahl (25) wurde im Bereich Regelsbrunn unterhalb der Traverse festgestellt, gefolgt vom Mitterhaufengebiet (20) und dem Nebenarm (19, Abb. 3). Im saisonalen Verlauf blieben die Artenzahlen in Haslau und am Mitterhaufen wesentlich stabiler als in Regelsbrunn und den Einströmgebieten (Abb. 4, Tab. 3).

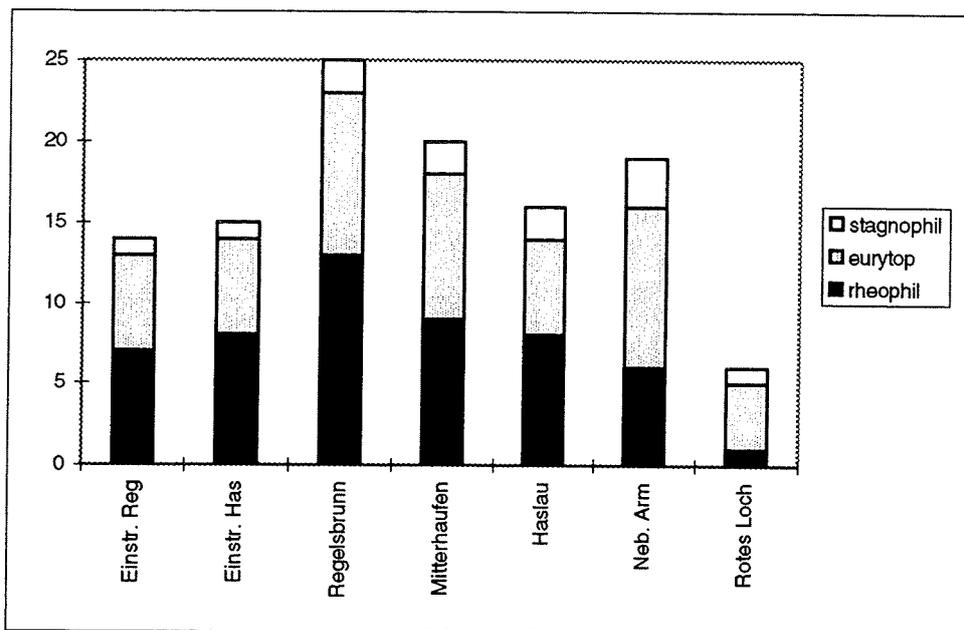


Abbildung 3: Zahl der Arten und ihre ökologische Zugehörigkeit an den Standorten

Die rheophilen Arten überwogen in der Assoziation an allen direkt am Hauptarm gelegenen Probepunkten (Abb. 3). Erst im abgeschlossenen Standort Rotes Loch war der Anteil rheophiler Arten deutlich niedriger. Eurytopen und stagnophile Elemente traten im gesamten Untersuchungsbereich auf. Besonders hervorgehoben sei hier der Bitterling, der österreichweit als gefährdet eingestuft ist (Adultfische: Tab. 1; HERZIG-STRASCHIL, 1994). Neben der reichen Großmuschelfauna im Untersuchungsgebiet (der Bitterling legt seine Eier in Großmuscheln, welche die Larven erst mit relativ gut entwickelten Flossen verlassen) dürfte auch der Strukturreichtum der Standorte für die hohe Dichte an Bitterlingen verantwortlich sein (siehe Kleinlebensraumwahl). Auch drei eher dem rhithralen Bereich zugeordnete Arten (Gründling, *Gobio gobio*; Bachschmerle, *Barbatula barbatula* und Forelle, *Salmo trutta*) traten als 0+-

Fische im Altarmsystem auf. Gänzlich fehlten hingegen die in den linksufrig der Donau gelegentlich auftretenden Verlandungszeiger wie der Schlammpeitzger (*Misgurnus fossilis*) oder der wiederentdeckte Hundsfisch (*Umbra krameri*). Die Jungfischfauna bestätigt, daß die starke Anbindung des Altarmes noch deutliche ökologische Auswirkungen auf die Fischfauna hat.

Vergleicht man die saisonale Veränderung der prozentuellen Zusammensetzung der Jungfischassoziaton der einzelnen Standorte (Abb. 5), so fällt im Juni der hohe Anteil von Nasen in den drei donaanahen Standorten (Regelsbrunn, Einströmbereiche) auf. Bis zum August sinkt ihr Anteil in Regelsbrunn und dem Regelsbrunner Einströmbereich stark ab. Im September kommt die Nase fast nur mehr im Einströmbereich Haslau, dort allerdings mit relativ großer Dominanz vor. Auch die Barbe tritt nur an den 3 erwähnten Standorten in nennenswerter Dichte auf und zwar im Juli an allen Dreien, im August nur mehr im Haslauer Einströmbereich. Wahrscheinlich suchen die Jungfische beider Arten - angelockt vom Qualmwasser der Donau - im Haslauer Einströmbereich einen Übergang zur Donau, der im August und September in Haslau fehlt.

In Haslau dominiert im Juni und Juli das Rotauge, im August und September der Bitterling und im Oktober die Laube. Durchgehend mit relativ hoher Prozentzahl vertreten ist die Marmorierte Grundel.

Am Mitterhaufen ähnelt die Artenassoziaton der in Haslau gefundenen (>70% Rotaugen). Im Juli sinkt der Rotaugenanteil, dafür etablieren sich Laube, Flußbarsch und Marmorierte Grundel als wichtige Arten. Zusätzlich stellen andere Arten, wie die Gründlinge und der Schrätzer Anteile über 10%. Dieses Muster bleibt im wesentlichen bis Oktober gleich.

Bei den stärker abgetrennten Bereichen fällt beim Nebenarm der hohe Anteil im Hauptarm nicht dominierender Arten auf (besonders im Juni). Dabei handelt es sich überwiegend um Brachsen und Giebel. Die Dominanzverhältnisse schwanken deutlich. Dagegen überwiegt im Roten Loch während der drei Untersuchungstermine klar der Bitterling.

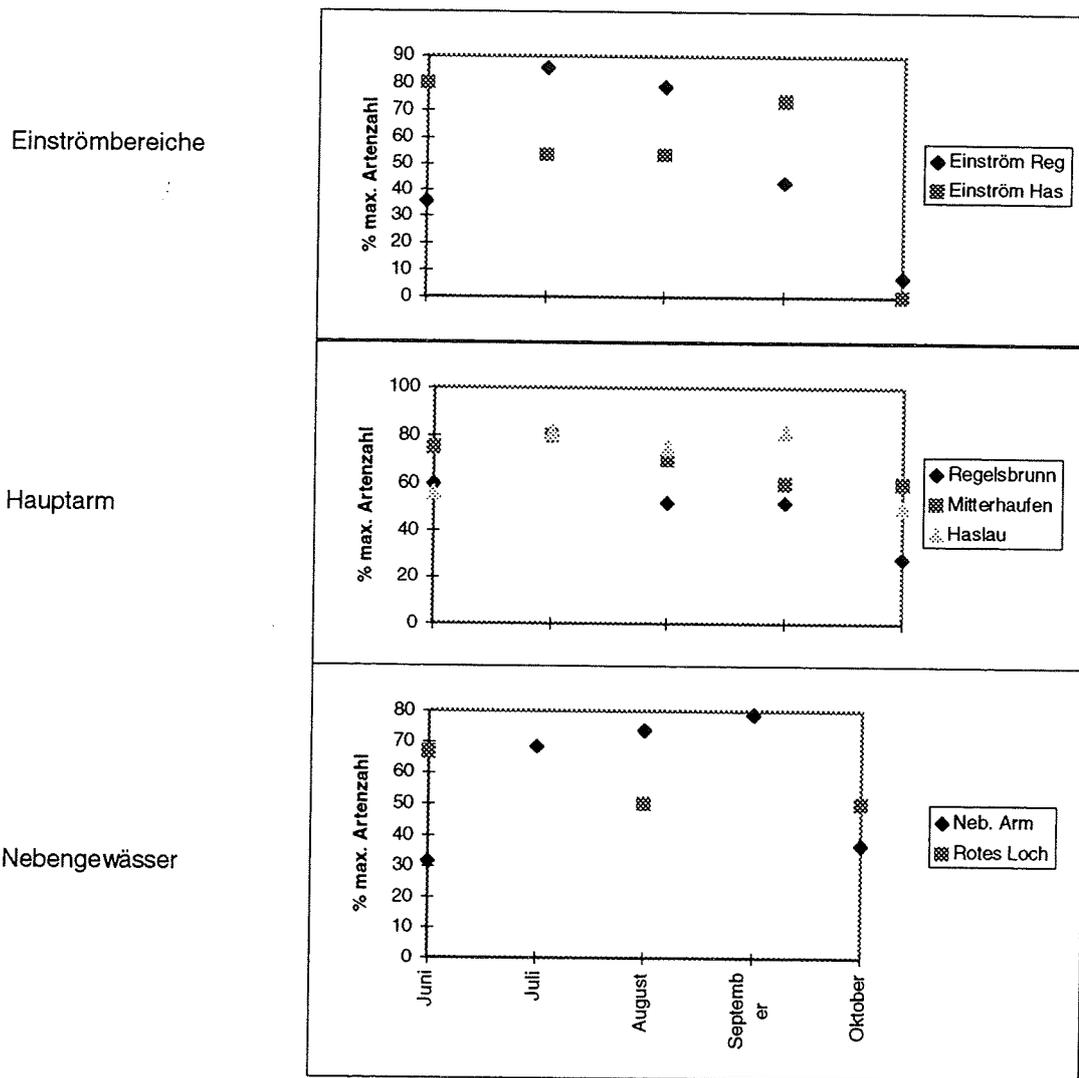


Abbildung 4: Saisonale Veränderung der Artenzahlen in Prozent der Gesamtartenzahl des Standortes

Tabelle 3: Saisonale Änderung der Artenzahlen an den Standorten

Standort	Juni	Juli	August	September	Oktober	Gesamt
Einström Reg	5	12	11	6	1	14
Einström Has	12	8	8	11	0	15
Regelsbrunn	15	20	13	13	7	25
Mitterhaufen	15	16	14	12	12	20
Haslau	9	13	12	13	8	16
Neb. Arm	6	13	14	15	7	19
Rotes Loch	4		3		3	6

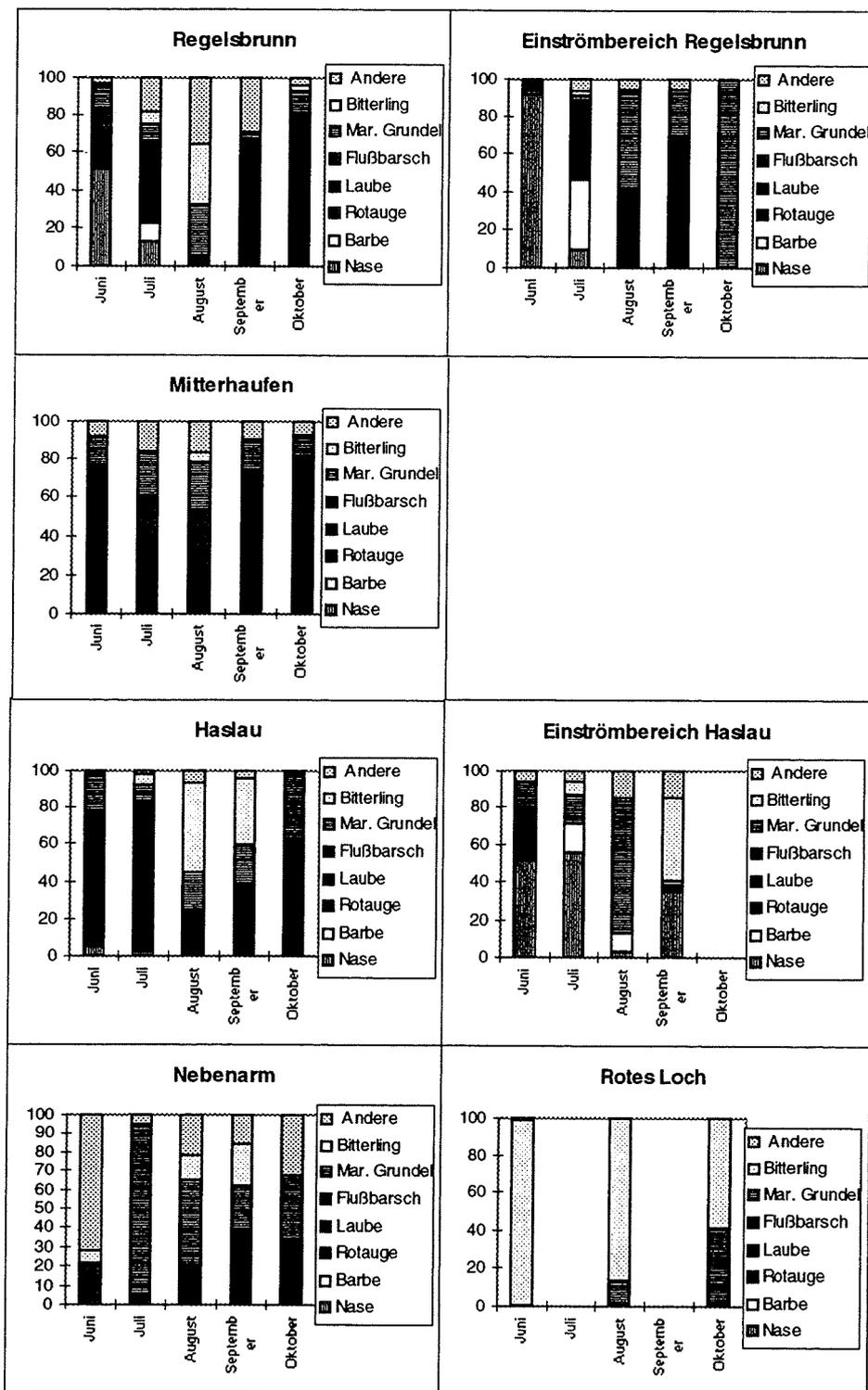


Abbildung 5: Saisonale Verteilung der Artenassoziation an den Standorten (als Prozent der monatlichen Gesamtdichte des Standortes)

2.3.3. Kleinräumige Verteilung und bestimmende Umweltbedingungen

2.3.3.1. Saisonale Verfügbarkeit

Die Umweltfaktoren unterliegen saisonalen Schwankungen. Während im Juli und auch im September Oberflächentemperaturen mit etwas über 20°C dominieren, so nähern sich diese im August mit ca. 30°C den Lethaltemperaturen (Temperatur, bei der die Fisch nicht mehr leben können) vieler Fischarten (z.B. HOKANSON, 1977). Bei der Leitfähigkeit zeigen die durchgehend niedrigen Werte der donaanahen Standorten die Donaubeinflussung (Tab 2a). Der Anstieg der Leitfähigkeit im Mitterhaufen ab August demonstriert die zunehmende Isolation dieses Bereiches. Der Nebenarm erweist sich auf Grund der durchgehend hohen Werte als hangwasserbeeinflusst.

Bei der Vegetationsdichte (Tab. 2b) ergänzten sich Makrophyten und überflutete Ufervegetation. Während im Juni die Makrophyten noch keine wichtige Rolle spielten, war an 31% der Probestellen zumindestens eine mittlere Deckung durch überflutete Ufervegetation vorhanden. Durch die sinkenden Pegellagen verlor die Ufervegetation ab Juli an Bedeutung. Die Makrophytenentwicklung erlaubte es, daß ab August ca. 40% der Proben bei mittlerer oder hoher Makrophytendeckung gemacht wurde. Im Juni wurden mehr Bereiche mit schlammigem Sediment beprobt als in den späteren Monaten.

2.3.3.2. Univariate Analyse

2.3.3.2.1. Wassertiefe

Die Wassertiefe trägt sowohl innerartlich (zwischen verschiedenen Größenklassen) als auch zwischenartlich zur räumlichen Nischendifferenzierung bei. Die meisten Autoren führen diese Differenzierung auf den unterschiedlichen Räuberdruck in verschiedenen Wassertiefen zurück (z.B. GROSSMAN et al., 1987). Je nach Wassertiefe variieren die Beuteorganismen und die möglichen Nahrungserwerbsstrategien (z.B. ZWEIMÜLLER, 1995).

Tabelle 2b: Prozentuelles Auftreten wichtiger Umweltparameter im saisonalen Verlauf

	Makrophytendeckung			Ufervegetation			Sediment		
	Gering	Mittel	Hoch	Gering	Mittel	Hoch	Schotter	<5cm Schl.	>5cm Schl.
Juni	86	8	6	70	11	20	50	11	39
Juli	69	12	19	100	0	0	58	12	31
August	57	20	23	100	0	0	62	12	26
September	60	25	15	90	7	3	68	12	20
Oktober	57	17	26	100	0	0	70	11	19

Deckungsgrade: Sediment

gering: < 5%

mittel: 5-25%

hoch: >25%

< 5cm Schlamm: Schlamm Auflage mit weniger als 5 cm Mächtigkeit

> 5cm Schlamm: Schlamm Auflage mit mehr als 5 cm Mächtigkeit

Tabelle 2a: Mittlere Temperatur und Leitfähigkeit im saisonalen Verlauf nach Standorten

	Leitfähigkeit (µSi)				Temperatur (C°)					
	Juni	Juli	August	September	Oktober	Juni	Juli	August	September	Oktober
Einstr. Reg	371	329	377	351	339	14,8	22,5	29,2	20,2	7,7
Einstr. Has	406	374	357	382	382	16,5	26,6	26,7	18,4	7,4
Regelsbrunn	390	374	381	363	380	17,1	25,2	28,8	20,4	10,9
Mitterhaufen	409	342	444	408	455	15,3	23,0	26,1	20,0	8,8
Haslau	542	559	346	386	401	18,8	21,9	30,6	22,7	14,0
Nebengewäss	410	319	528	493	634	18,9	31,6	30,7	22,3	7,1
Rotes Loch										

Temperatur: Oberflächentemperatur an der Probenstelle

Leitfähigkeit: Oberflächenwert an der Probenstelle

Tabelle 2 a: Mittlere Temperatur und Leitfähigkeit im saisonalen Verlauf nach Standorten

2 b: Prozentuelles Auftreten wichtiger Umweltparameter im saisonalen Verlauf

Die häufigeren Arten weisen recht klare Verteilungsmuster in bezug auf die Wassertiefenstufen auf (Signifikanzen: Tab. 6). Die meisten Cypriniden kommen anfangs vor allem in geringer Wassertiefe (0-30cm) vor, um im Laufe der saisonalen Entwicklung tiefere Bereiche aufzusuchen (Abb. 6 & 7). Besonders klar zeigt sich dieser Trend beim Rotauge, das im Juni am dichtesten in der unmittelbaren Uferzone, im Juli in 0-30 und 30-60 cm Wassertiefe mit ähnlichen, extrem hohen (448 bzw. 332 Ind/ 10m²) vorkommt (Abb. 7). Im August halten sich die Tiere vor allem in der 30-60 cm Zone auf, wo sie auch im September in höchster Dichte angetroffen wurden. Im Oktober konnten die Tiere fast nur mehr in den tieferen Bereichen des Altarmes festgestellt werden. Bei der Laube wiederholt sich dieses Muster. Allerdings fällt der Juli heraus: Hier treten neben hohen Werten in der niedrigsten Wassertiefe noch höhere Dichten in der tiefsten Stufe auf. Nase und Barbe halten sich dagegen vom Juni bis zum September (Barbe: August) in den seichtesten Gebieten auf und konnten in tieferen Bereichen selten angetroffen werden (Abb. 6). Der Bitterling kommt im Juni in tieferen Bereichen (60-100 cm) in größter Dichte vor (siehe Datenband). Im Juli trat der Bitterling nur im Seichten (0-30cm) auf. Im August vollzieht sich eine Verschiebung in etwas tieferen Bereichen (30-60cm). Dieses Verteilungsmuster tritt im September und Oktober noch klarer zutage.

Die Marmorierte Grundel weist von Juni bis August hohe Dichten im Seichten (0-30cm) auf (siehe Datenband). Erst im September verschiebt sich ihr Dichtemaximum auf 30-60cm Wassertiefe. Im Oktober wurde in 60-100cm Wassertiefe die größte Dichte festgestellt.

Allerdings zeigte sich, daß beim Bitterling und der Marmorierten Grundel die Tiefeneinnischung auch von der Vegetationsdichte der Probestellen abhängt (siehe Datenband).

Beim Flußbarsch verschiebt sich die maximale Dichte von 30-60 cm (Juni und Juli) im August auf >100cm, wo sie für die restlichen Monate bleibt.

Bei der Auswertung des Vorkommens der Arten wurden nicht nur die 4 Tiefenstufen 0-30, 30-60, 60-100 und >100cm berücksichtigt, sondern auch eine Sammelkategorie 0-100cm, in der die Proben an steilen Uferabschnitten zusammengefaßt wurden (Tab. 4).

Im Juni kommen Nasen vor allem in flachen, Barben in steileren Uferabschnitten vor. Das Rotauge, die Marmorierte Grundel und die Brachsen/Güster-gruppe kommen hauptsächlich am

flacheren Ufer in 0-30cm Tiefe auf. Laube, Bitterling und Gründlingsgruppe kommen vor allem im seichten Flachufer, aber auch am Steilufer vor. Der Zander weist als einzige Art eine verstärkte Nutzung tieferer Bereiche 60-100 und >100cm auf. Die beiden anderen Barschartigen (Kaulbarsch und Flußbarsch) lassen keinen klaren Trend erkennen.

Im Juli und August dagegen weisen alle nachgewiesenen Barschartigen (und nur sie!) eine Tendenz zur Nutzung tieferer Zonen auf (Schrätzer: 60-100cm, Zander: >60cm, Kaulbarsch: >100cm). Die meisten anderen Arten nutzen vor allem die Uferzonen (flach und steil): Nasen und Barben erweitern ihre räumliche Nische (beide Arten nutzen Flach-und Steilufer), bei den Gründlingen findet keine Veränderung statt. Rußnase, Aitel, Schied und Giebel treten überwiegend im Uferbereich (flach und steil) auf. Eine weitere Gruppe von Arten (Güster, Rotaugen, Bitterling und Stichling) nutzt vor allem die seichten Flachuferbereiche (0-30cm). Der Bitterling zieht sich also im Hochsommer aus den Steiluferzonen zurück. Das Rotaugen zeigt keine Veränderungen gegenüber Juni, hauptsächlich werden Flachuferzonen (0-30cm) genutzt. Die neu auftretenden Brachsen kommen im Flachufer von 0-60cm vor. Zwei Vertreter der Gattung *Leuciscus*, der Nerfling und die Hasel, wurden hauptsächlich am Steilufer angetroffen.

Im Herbst zeigt sich auch hier der bereits bei den Dichten erwähnte starke Trend ins Tiefere und zwar bei allen untersuchten Arten. Gründling, Rotaugen und Kaulbarsch traten hauptsächlich > 100cm Wassertiefe auf. Nur der Weißflossengründling und der Aitel weisen im Flachuferbereich (0-30cm) einen zweiten Verteilungsschwerpunkt auf.

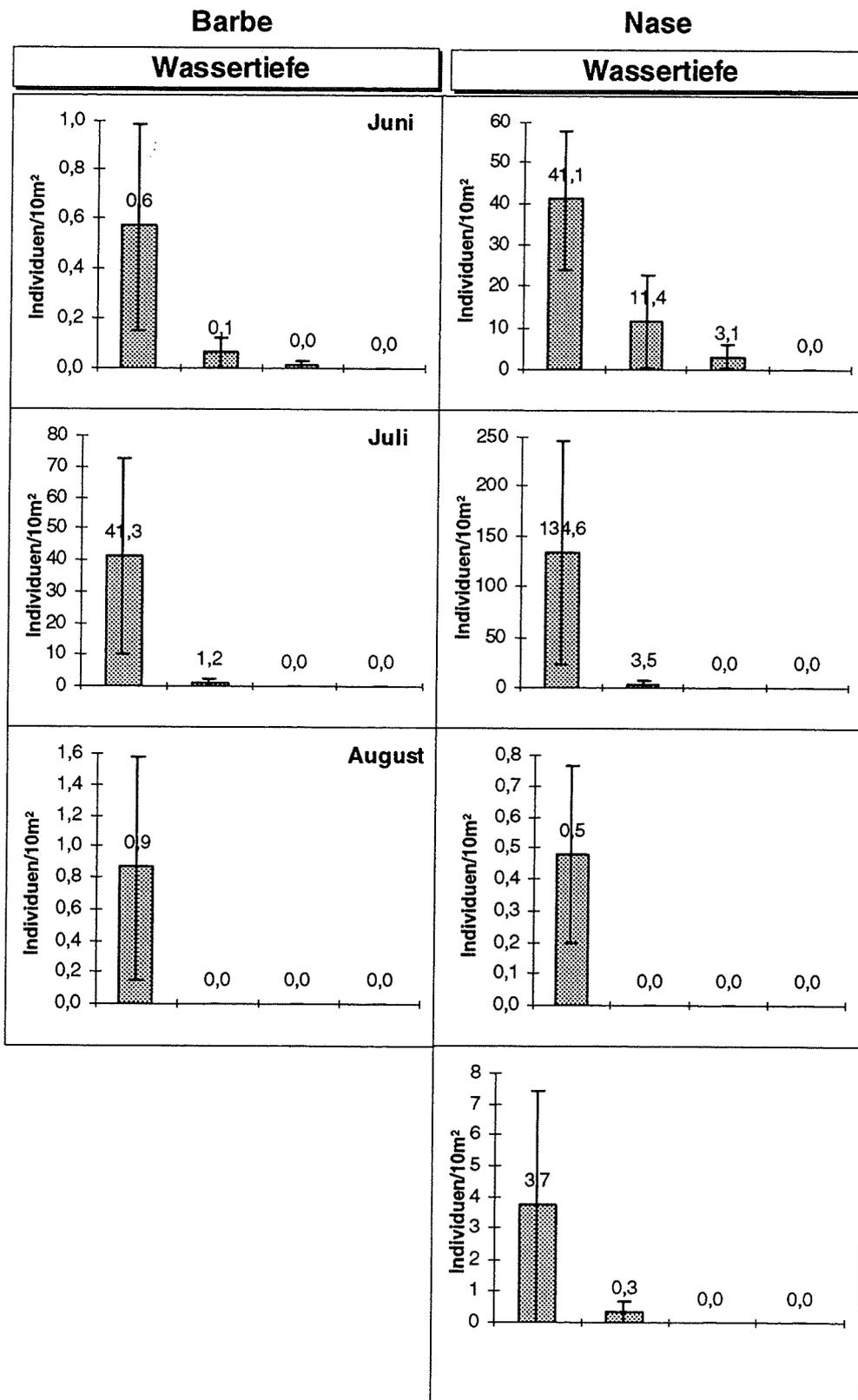


Abbildung 6: Mittlere Fischdichten (+/- Standardfehler des Mittelwertes) in verschiedenen Tiefenstufen

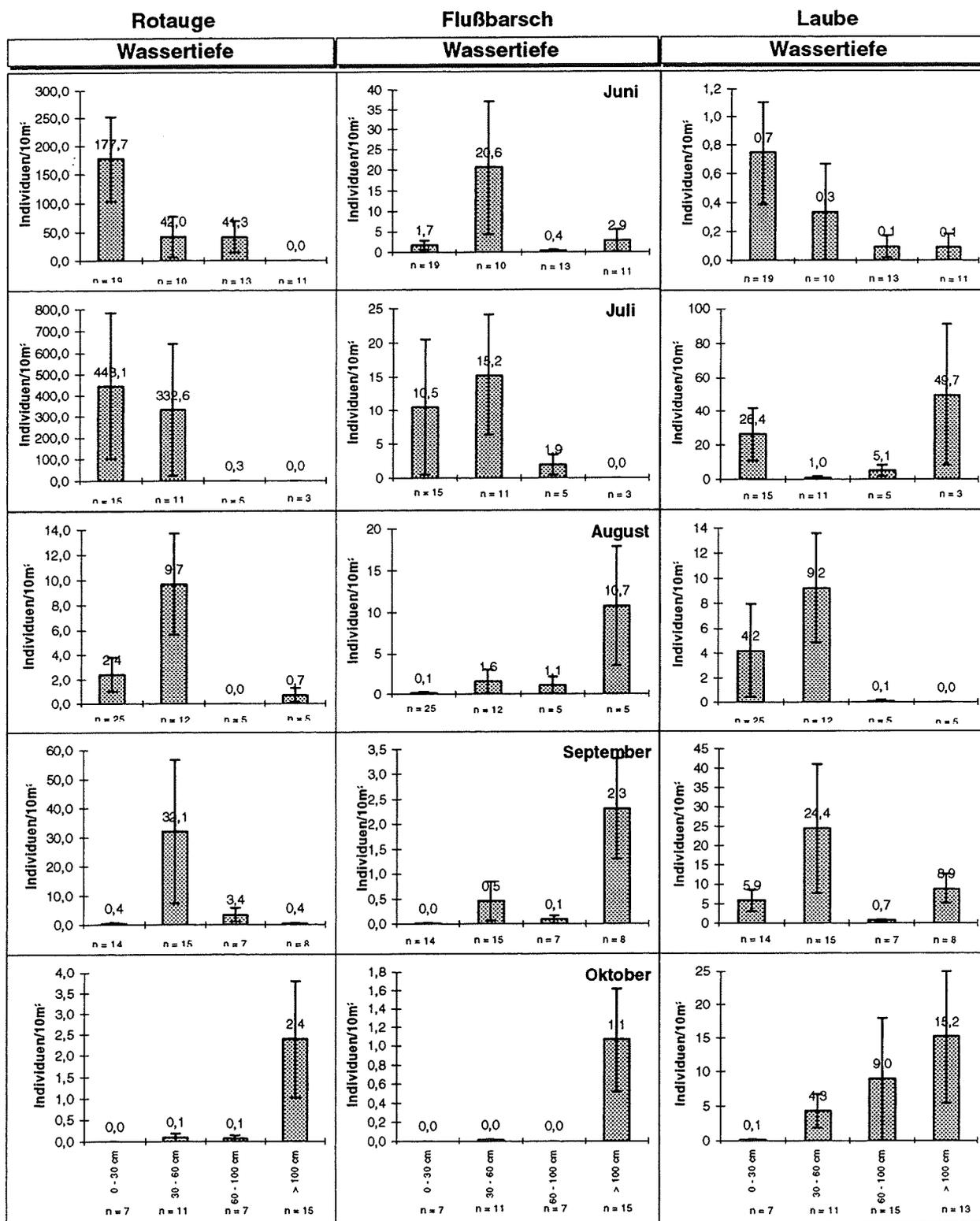


Abbildung 7: Mittlere Fischdichten (+/- Standardfehler des Mittelwertes) in verschiedenen Tiefenstufen .

2.3.3.2.2. Dichte der Vegetation

Dichte Vegetation bietet ein hohes Nahrungsangebot an größeren Evertebraten und ist für größere, aktiv schwimmende Räuber schwer zugänglich. Allerdings erschwert dichte Vegetation mittelgroßen Fischen das Schwimmen und dient lauern den Räubern als Unterstand. Bei drei Arten nimmt die Fischdichte mit der Vegetationsdichte zu (Rotaug e, Bitterling und Marmorier te Grundel im Sommer, Abb. 10). Im Oktober verschob sich bei den Cypriniden Rotaug e und Bitterling das Maximum in die mittlere Dichtekategorie der Vegetation, während die Marmorier te Grundel wieder in der dichtesten Vegetation ihr Dichtemaximum hatte. Die meisten der Unterschiede waren signifikant (Tab. 6).

Bei der Analyse der Anwesenheitsdaten kommen die häufigen Fischarten (Rotaug e, Marmorier te Grundel, Bitterling) auf Grund ihrer hohen Konstanz sowohl in hohen, als auch in geringen Vegetationsdeckungen vor (Tab. 4). Mehr Information enthält diese Analyse in Bezug auf die selteneren Arten. Bei Nase und Barbe zeigt sich ein Trend zur Nutzung dichter Vegetation, ebenso wie bei Schrätzer, Laube, Flußbarsch, Zander und der Gründlingsgruppe. Solange sie im Gebiet auftreten, werden sie vor allem in dichter Vegetation gefunden. Beim Aitel tritt eine saisonale Verschiebung von der Präferenz dichter Vegetation im Hochsommer zur Nutzung beider Kategorien im Herbst auf. Güster, Brachse und Giebel kommen im Hochsommer und Herbst vor allem in gering strukturierten Bereichen vor.

2.3.3.2.3. Substrat

Die Sedimentbeschaffenheit wirkt einerseits bei benthisch orientierten Arten direkt auf die Tiere (Nahrungsangebot), andererseits bedeuten besonders hohe Schlammablagerungen, daß die Probenstelle nicht im Abflußbereich von durchströmenden Hochwässern war und wahrscheinlich auch bei kommenden Hochwässern nicht voll von einer möglichen Erosion betroffen sein wird. Die Nase weist in den beiden ersten Monaten signifikant höhere Dichten an Stellen mit hoher Schlammauflage auf. Dasselbe gilt für die Barben im Juli (Tab. 6). Bei den stark strukturgebundenen Arten Rotaug e, Bitterling und Marmorier te Grundel treten jeweils parallel zu höheren Dichten in hoher Vegetationsdichte auch höhere Dichten im schlammigen Bereich auf.

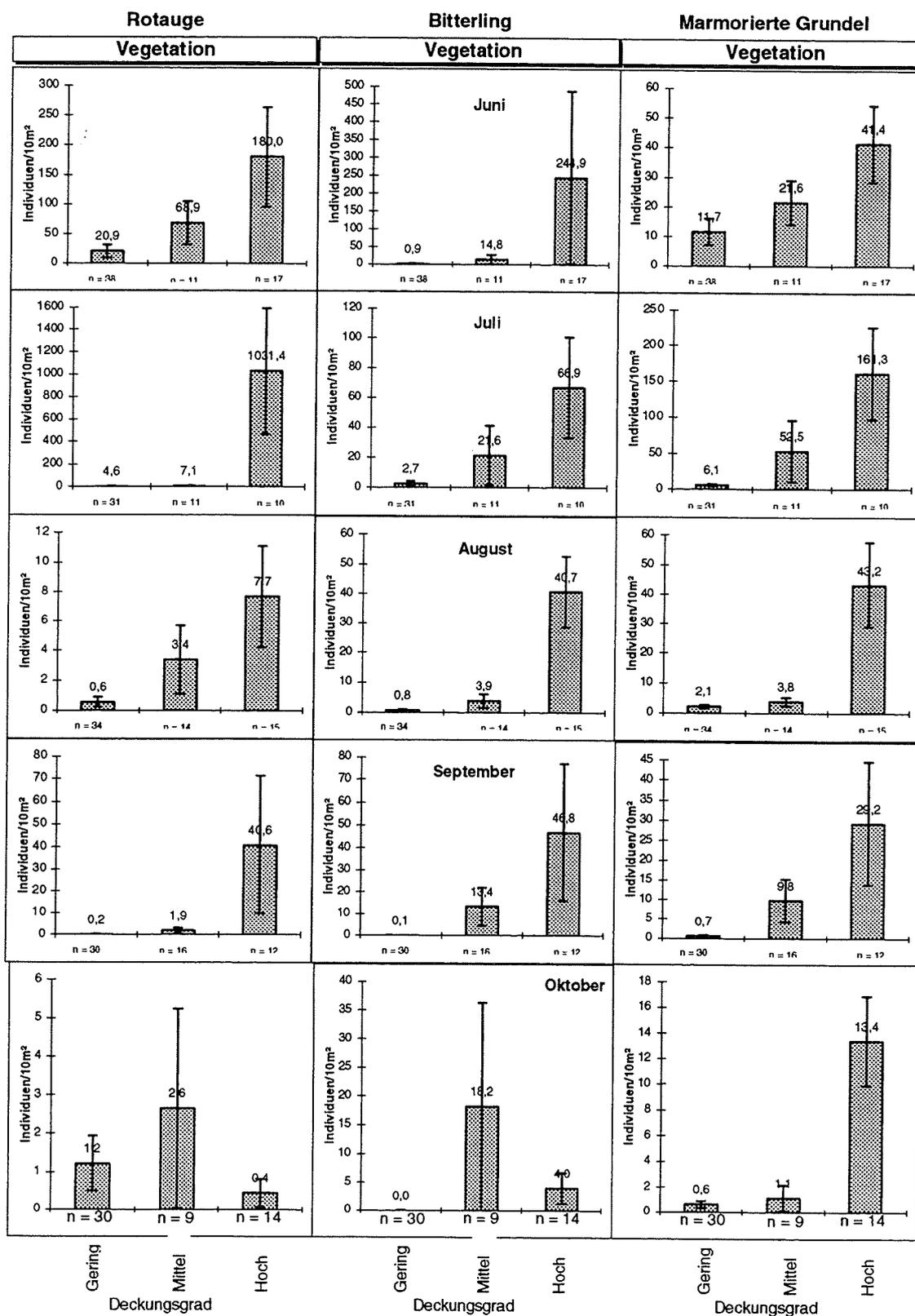


Abbildung 8: Mittlere Fischdichten (+/- Standardfehler des Mittelwertes) in verschiedener Vegetationsdichte

Tabelle 4: Klassifizierung der 0+ Fische nach ihrem Vorkommen in den verschiedenen Tiefenstufen

JUNI					
	0-30 cm	30-60 cm	60-100 cm	>100 cm	0-60 cm
Nase	****	+	+	+	+
Barbe	+	+	+	+	****
Schrätzer	+			+	+
Grü-Gruppe	****		+	+	****
Rotaugen	****	+	+	+	+
Laube	****	+	+	+	****
Brachse/Güster	****	+	+		+
Flußbarsch	+	+	+	+	+
Zander		+	+	****	****
Mar. Grundel	****	+	+	+	+
Bitterling	****	+	+	+	****
In weniger als 3 Proben: Forelle, Aitel, Bachschmerle, Giebel, Kaulbarsch					
JULI & AUGUST					
Nase	****	+	+	+	****
Barbe	****	+	+	+	****
Hasel	+	+			****
Rußnase	****	+			****
Schrätzer	+	+	****	+	+
Grü-Gruppe	****	+	+	+	****
Nerfling					****
Schied	****	+			****
Güster	****	+	+		
Aitel	****	+			****
Rotaugen	****	+	+	+	+
Laube	****	+	+	+	+
Brachse	****	****			+
Giebel	****				****
Flußbarsch	+	+	+	+	+
Zander	+	+	****	****	
Mar. Grundel	****	+	+	+	+
Kaulbarsch		+	+	****	+
Bitterling	****	+	+	+	+
Stichling	****				
< 3 Proben: Bachschmerle, Neogobius kessleri					
SEPTEMBER & OKTOBER					
Rußnase	+	+	+	+	+
Wfg.gründling	****	+		****	+
Gründling	+	+		****	+
Grü-Gruppe	+	+		****	+
Güster	+	+	****		
Aitel	****	****	+		+
Brachse		****	+		+
Giebel	+	+	+		
Kaulbarsch				****	+
< 3 Proben: Nase, Hecht, Karpfen, Rottfeder, Schleie, Stichling					

+ weniger als ein Drittel der Proben, in denen diese Art vorkam
 **** mindestens ein Drittel der Proben, bei denen diese Art vorkam

Tabelle 5: Klassifizierung der 0+ Fische nach ihrem Vorkommen in verschieden stark bewachsenen Flächen

Deckungsgrad Vegetation		
JUNI		
Hoher D.	Geringer D.	symmetrisch
Nase	Bitterling	Rotauge
Barbe		Mar. Grundel
Schrätzer		Brachse/Güster
Laube		
Flußbarsch		
Zander		
Grü-gruppe		
<small><3 Proben: Forelle, Aitel, Bachschmerle, Giebel, Kaulbarsch</small>		
Juli & August		
Nase	Güster	Hasel
Barbe	Brachse	Rußnase
Schrätzer	Stichling	Nerfling
Aitel	Giebel	Schied
Laube		Rotauge
Flußbarsch		Bitterling
Zander		
Mar. Grundel		
Kaulbarsch		
Grü-gruppe		
<small><3 Proben: Bachschmerle, Kesslers Grundel</small>		
SEPTEMBER & OKTOBER		
Wfl.gründling	Bitterling	Rußnase
Gründling	Güster	Aitel
Laube	Brachse	Rotauge
Flußbarsch	Giebel	Mar. Grundel
Kaulbarsch		
Grü-gruppe		
<small><3 Proben: Nase, Barbe, Hecht, Karpfen, Rotfeder, Schleie, Stichling</small>		
Hoher Deckungsgrad: >25%		
Geringer Deckungsgrad: <5%		

Tabelle 6: Signifikante Unterschiede zwischen den Kategorien von 4 Umweltvariablen

		Nase				Barbe			
		Vegetation	Tiefe	Distanz	Substrat	Vegetation	Tiefe	Distanz	Substrat
JUNI	K-W				**				
	N				1;3				
JULI	K-W		*	*	**				**
	N				1;3				1;3
AUGUST	K-W								
	N								
SEPTEMBER	K-W								
	N								
OKTOBER	K-W								
	N								
		Rotauge				Laube			
JUNI	K-W	**	*		**				
	N	H;G			1;3				
JULI	K-W	**			***				
	N	H;G			1;3				
AUGUST	K-W		*						
	N								
SEPTEMBER	K-W								
	N								
OKTOBER	K-W								
	N								
		Flußbarsch				Marmorierte Grundel			
JUNI	K-W						*	*	
	N								
JULI	K-W	*				***			**
	N					H;G			1;3
AUGUST	K-W					***	*		**
	N					H;G a. H;M	4;1		1;3
SEPTEMBER	K-W								
	N								
OKTOBER	K-W					***			***
	N					H;G			1;2 u. 2;3
		Bitterling							
JUNI	K-W	**	*		**	K-W: Kruskal-Wallis Test N: Nemeny-Test Signifikanzniveaus: * p = 0,05, ** p = 0,01, *** p = 0,001 Nicht signifikante Resulte nicht dargestellt : Art nicht gefangen			
	N	H;G			1;3				
JULI	K-W		***	**	**				
	N		2;1	1;3	1;3				
AUGUST	K-W	***	***		***				
	N	H;G a. H;M			1;3 u. 1;2				
SEPTEMBER	K-W	***			**				
	N	H;G							
OKTOBER	K-W	**			***				
	N				1;2 u.2;3				
Vegetation:		Tiefe:		Distanz:		Substrat:			
G = geringe Deckung Veg. (0 - 5 %)		1 = 0 - 30 cm		1 = 0 m		1 = Schotter			
M = mittlere Deckung Veg. (5 -25 %)		2 = 30 - 60 cm		2 = 0 - 2 m		2 = < 5 cm Schlammaufl.			
H = hohe Deckung Veg. (> 25 %)		3 = 60 - 100 cm		3 = 2 - 4 m		3 = > 5 cm Schlammaufl.			
		4 = > 100 cm		4 = 4 - 8 m					
		5 = 0 - >100cm		5 = >8 m					

2.3.3.2.4. Distanz zum Ufer

Im Juni ist die Dichte der Marmorierten Grundel nur von der Distanz zum Ufer und der Wassertiefe abhängig (Tab. 6). Die Dichte an Bitterlingen ist im Juli signifikant von der Uferdistanz beeinflusst.

2.3.3.3. Multivariate Analyse

Die Analyse der aufgenommenen Umweltparameter wird durch die hohe Korrelation der Faktoren untereinander erschwert. Eine Hauptkomponentenanalyse von 6 Umweltvariablen über alle 5 Monate (Temperatur der Wasseroberfläche am Probenpunkt, Differenz zwischen Ufer Temperatur und Temperatur in 1 m Wassertiefe bzw. an der tiefsten Stelle im Querprofil zur Probenstelle, Deckungsgrad von Makrophyten oder überfluteter Ufervegetation, maximaler Böschungswinkel und maximale Wassertiefe an der Probenstelle) erbrachte 3 voneinander unabhängige Hauptkomponenten (Tab. 7), wobei die erste Achse (mit dem höchsten Erklärungswert von 34% der Varianz) vor allem von der Dichte der Vegetation, die eine Faktorladung von 0,93 hat: das heißt hohe Faktorwerte entsprechen Bereichen mit dichter Vegetation. Der nächstwichtige Faktor trennt Flachufer mit einem hohen Temperaturgradienten zwischen Ufer (hohe Faktorwerte) und Steiluferbereiche (niedrige Faktorwerte) auf. Der dritte Faktor wird hauptsächlich von der aktuellen Wassertemperatur an der Probenstelle bestimmt (hohe Werte = hohe Temperaturen). Die maximale Wassertiefe an der Probenstelle beeinflusst die Faktorwerte aller drei Faktoren, sodaß bei dieser Analyse keine klare Zuordnung zur Wassertiefe erfolgen kann. Zur größeren Verständlichkeit werden im folgenden für Faktor 1 meist die Begriffe Vegetation oder Struktureichtum, für Faktor 2 Böschungswinkel und für Faktor 3 Temperatur verwendet.

Tabelle 7: Faktoren der Umweltvariablen

	Faktor 1	Faktor 2	Faktor 3		
Eigenwert	1,69	1,11	0,97		
Prozent erklärte Varianz	33,7	22,2	19,2		
kumulative % erklärte Varianz	33,7	55,9	75,2		
Vegetation	0,93	-0,06	-0,06		
Böschungswinkel	-0,03	0,81	0,34		
max. Wassertiefe	-0,68	-0,30	-0,41		
Temperaturdifferenz	0,15	0,74	-0,35		
Temperatur	0,09	-0,01	0,84		
Eigenwert: Eigenwert der Variablenmatrix; Werte über eins besagen, daß der Faktor mehr erklärt als die Variablen					
Prozent erklärte Varianz: Prozentsatz der Varianz der Variablenwerte, der durch den Faktor erklärt wird					
kumulativer Prozentsatz der erklärten Varianz: Prozentsatz der Varianz der Variablenwerte, der durch den Faktor und die vorangegangenen Faktoren erklärt wird					

Diese drei Hauptkomponentenachsen wurden zur Erstellung multipler linearer Regressionen mit logarithmisch transformierten (siehe Methode) Dichtewerten der wichtigsten Arten herangezogen. Dabei zeigt sich, daß der Einfluß dieser drei Faktoren wesentlich zwischen den Arten differiert, aber auch saisonalen Veränderungen innerhalb der Arten unterliegt (siehe Datenband). Die Faktoren 1 und 3, das heißt die Strukturierung des Probengebietes durch Vegetation und die Temperatur am Probenpunkt waren wesentlich öfter wichtige Parameter als die Differenzierung in Steil- bzw. Flachufer (Faktor 2). Manche der Regressionen wiesen signifikant von Null verschiedene Konstanten (Schnittpunkt mit der y-Achse) auf: Die betreffende Art kommt mit einer bestimmten „Basalbesiedlungsdichte“ unabhängig von den Umweltbedingungen vor. Zusätzlich können Dichtezunahmen unter bestimmten Umweltbedingungen vorkommen, dies muß aber nicht der Fall sein. Besonders deutlich trat dieser Effekt beim Rotauge und bei der Marmorierten Grundel auf, die von Juni bis September signifikant von 0 verschiedene Konstanten aufwiesen. Auch wesentlich weniger dominante Arten, wie der Flußbarsch (Juni-September), der Kaulbarsch (August, September) oder der Giebel (September), die nur geringe Dichten erreichten, hatten signifikante Konstanten.

Der Faktor 1 wies bei den drei Arten, die sich schon bei der univariaten Analyse als besonders strukturabhängig herausgestellt hatten, hohe positive Korrelationen auf. Einige Arten zeigten niedere positive (Güster, Gründlings-gruppe), manche sogar schwach negative Koeffizienten (Kaulbarsch). Der Faktor 3 (Temperatur) trat im Juli noch für einige Arten mit positiven Koeffizienten auf. Im August waren die meisten signifikanten Zusammenhänge negativ, was mit den sehr hohen gemessenen Temperaturwerten zusammenhängen dürfte. Auch im weiteren saisonalen Verlauf wirkte sich die Temperatur eher negativ auf die Fischdichte aus (Detaillierte Darstellung siehe Datenband).

Die uni- und multivariate Analysen der Kleinlebensraumnutzung liefern teilweise bestätigende, teilweise ergänzende Resultate. So zeigt sich etwa die Bedeutung der Vegetationsdichte bei beiden Analysen. Beim Bitterling lieferte die multivariate Methode Hinweise auf eine durchgehende Bevorzugung dichter Vegetation vom Juni bis zum Oktober. Bei der univariaten Analyse fehlt im Juli ein signifikanter Einfluß der Vegetationsdichte auf die Dichte. Allerdings zeigte sich bei der multivariaten Analyse, daß zu diesem Termin auch eine starke positive Abhängigkeit von der Wassertemperatur auftrat, die die Strukturbevorzugung bei der univariaten Analyse überlagert haben könnte. Auch bei der Marmorierten Grundel zeigte sich, daß an den beiden Terminen, für welche die univariate Analyse keinen signifikanten Einfluß der Vegetationsdichte aufdecken konnte, bei der multivariaten Analyse zusätzlich andere Faktoren (im Juni Böschungswinkel und Temperatur, im September Temperatur) wichtig waren, die eventuell die Vegetationspräferenz überlagerten.

2.3.3.4. Synthese

Anhand beider (uni- und multivariat) Analysen konnten in Bezug auf die Kleinlebensraumnutzung folgende Typen unterschieden werden:

- * Ufergebundene Fische: die Rheophilen Nase und Barbe sowie die eurytope Laube konnten im Frühsommer überwiegend in unmittelbarer Ufernähe gefunden werden.
- * An Struktur (hauptsächlich Vegetation) gebundene Fische: die Rotaugen und Bitterlinge kommen im Sommer außerhalb strukturreicher Bereiche nur in geringen Dichten vor. Diese Ergebnisse erklären die geringen Dichten an 0+ Rotaugen, die nach Sommern mit erhöhter Wasserführung zu beobachten sind. Offensichtlich ist ein Massenaufreten dieser Art an eine dichte Makrophytenentwicklung gebunden.
- * Strukturliebende Fische: die Marmorierte Grundel weist an den meisten Befischungsterminen in strukturreichen Bereichen höhere Dichten auf, kommt allerdings auch in anderen Bereichen in mittleren Dichten vor.
- * Geringfügig strukturliebende Arten: bei manchen Arten, wie dem Gründling, sind vor allem zu Beginn der ontogenetischen Entwicklung in dichter Vegetation höhere Fischdichten feststellbar, allerdings sind die Zunahmeraten wesentlich geringer als bei den wirklich stark strukturbevorzugenden Arten.
- * uferferne Fische: Die Familie der Perciden (Barschartige) zeichnet sich durch pelagische Stadien während der Frühentwicklung aus. Der Zander und der Kaulbarsch wurde während des Beobachtungszeitraums vor allem in tieferen Gewässerbereichen (Tab. 4) gefangen, im Herbst gehören die meisten 0+ Fische diesem Typ an. Der Barsch kommt auch in tieferen Bereichen vor, die höchsten Dichten erreicht er allerdings im Frühsommer und Sommer am Ufer.

Weiters kann unterschieden werden zwischen Arten mit nur geringfügigen Änderungen der Kleinlebensraumpräferenzen und solchen mit deutlichen Verschiebungen. Hier zeigt sich, daß gerade die Arten mit eher periodischer Reproduktionsstrategie, also hauptsächlich die Rheophilen, derartige Verschiebungen aufweisen, während die Gleichgewichtsarten Marmorierte Grundel und Bitterling entsprechend ihrer Reproduktionsstrategie nur geringfügige ontogenetische Verschiebungen aufweisen. Die am deutlichsten opportunistische Art, die Laube, wies auch wenig ausgeprägte Präferenzen für bestimmte Kleinlebensräume auf.

Diese Kleinlebensraumpräferenzen und ihre ontogenetische Veränderung führt zu von Monat zu Monat wechselnden Korrelationen zwischen Fischarten (siehe Datenband):

- Im Juni dominiert eine stark ufergebundene Gruppe (Nase, Barbe, Marmorierte Grundel).
- Im Juli tritt diese stark ufergebundene Gruppe wieder auf, wobei auch der Bitterling dieser Gruppe angehört. Daneben bilden Lauben, Rotaugen und Barsche eine strukturliebende zweite Gruppe.
- Im August tritt der Barsch nicht mehr in der strukturliebenden Gruppe auf, dafür wechseln die Bitterlinge von der ufergebundenen zur strukturliebenden Gruppe. Der beginnende Wechsel der Laube in tiefere Gewässerabschnitte wird durch die geringere Signifikanz der Korrelation mit dem Rotauge angedeutet.
- Im September konnte nur eine strukturliebende Gruppe beobachtet werden, zu der neben Bitterling, Rotauge und Barsch auch die Marmorierte Grundel kommt, die im August noch eher uferorientiert war.
- Im Oktober treten die Arten Laube, Barsch und Bitterling wieder hochkorreliert auf, allerdings diesmal in tieferen Bereichen. Die weiterhin zahlreich auftretende Marmorierte Grundel weist keine signifikanten Korrelationen mit den häufigeren Arten auf.

Durch diese jahreszeitlichen Wechsel in den Korrelationen treten die Jungfische jeden Monat in Gemeinschaft mit anderen Arten auf. Dadurch verringert sich die Wahrscheinlichkeit von interspezifischer Konkurrenz. Obwohl jede Art ihre spezifische ontogenetische und/oder saisonale Entwicklung der Mikrohabitatansprüche aufweist, kann doch ein gemeinsamer Trend festgestellt werden: die unmittelbaren Uferbereiche sind im Frühsommer und Sommer für die frühen Entwicklungsstadien wichtig. Mögliche Ursache dieser Verteilung sind die überaus hohen Vorzugstemperaturen, die bei sehr kleinen Cyprinidenjungfischen zu beobachten sind und die mit zunehmender Größe deutlich sinken. Im Laufe des Herbstes wandern alle Arten aus dem unmittelbaren Uferbereich aus, sodaß die Uferzone beinahe fischfrei wird. Eine mögliche Erklärung dieses Phänomens liegt in einer Aktivitätsverringering im Herbst, wie sie bei Cypriniden feststellbar ist. Bei geringerer Aktivität bieten die tieferen, uferfernen Bereiche des Altarmes mehr Schutz vor ungünstigen Bedingungen (extreme Kälte, Winterhochwässer) als die Uferbereiche.

3. Jungfischaufnahme 1996

Im Jahr 1996 wurde ein Probestermin Mitte Juli gewählt, da zu diesem Zeitpunkt noch Nasen- und Barbenjungfische im Altarmgebiet zu erwarten sind und andererseits die Brut später laichenden rheophilen Arten (z.B. Gründling oder Rußnase) bereits geschlüpft ist. Die Beprobung erfolgt möglichst ufernah, da aus den Befischungen 1994 bekannt ist, daß jedenfalls die Nasen und Barben im Juni und Juli sehr ufernah vorkommen. Entlang des Altarmes wurde beginnend oberhalb der Niederhuber Traverse, fortsetzend mit dem Bereich oberhalb der Haslauer Traverse bis zur Stein Traverse, unterhalb der Haslauer Traverse bis zur Mitterhaufen Traverse (linker Ast, Kormoranhaufen) unterhalb der Mitterhaufentraverse bis Regelsbrunner Traverse und unterhalb der Regelsbrunner Traverse alle 80 bis 100m an beiden Ufern jeweils eine punktuelle Probe (ca. 1m Uferstreifen) mit einem Impulsgerät genommen. Die gekescherten Tiere wurden entweder - bei größeren Individuen - an Ort und Stelle bestimmt, deren Totallänge gemessen und anschließend wieder freigelassen. Kleiner Individuen wurden mit Kohlensäure narkotisiert und in 4% Formol fixiert. Weiters wurden folgende Umweltparameter für jeden Probenpunkt protokolliert: Deckungsgrad überfluteter Ufervegetation, Makrophyten, Äste; Vorhandensein eines Baumes; Maximale Wassertiefe (in cm, auf 10cm genau), Distanz zum Ufer (in m, auf 10cm genau). Die Temperatur der Wasseroberfläche am Ufer und die Leitfähigkeit wurde an jedem zweiten Probenpunkt ermittelt. Die Auswertung der Proben erfolgt im Labor unter einem Binokular und umfaßte bei den Cypriniden die Bestimmung der Entwicklungsstadien (PENAZ, 1974), die Artbestimmung und eine Messung der Totallängen. Bei sehr umfangreichen Proben wurden die Totallängen nur bei einer Unterprobe jedes Entwicklungsstadiums gemessen. Die Daten wurden sofort in den Computer eingegeben (Access-Programm). Bei Erstellung des Endberichts war die Auswertung der Proben noch nicht abgeschlossen, ich gebe daher hier nur erste Trends an:

1) Numerisch dominant war nach Auswertung von ca. 70% der Proben die Laube, gefolgt von den Brachsen. Rotaugen traten in geringerem Ausmaß auf. Überraschend ist das massive Auftreten der Rußnase, die in vorangegangenen Untersuchungen nur eine untergeordnete Rolle spielte. Wie zu erwarten traten eine Reihe rheophiler Arten als 0+-Fische auf: Nasen, Barben, Haseln, Gründling, Kaulbarsch.

2) Sowohl Nasen, Barben und Haseln traten als relativ weit entwickelte Jungfische auf.

4. Literatur

- Copp, G. (1989): The habitat diversity and fish reproductive function of floodplain ecosystems. *Environ. Biol. of Fishes* 26: 1-27.
- Grossman, G.D., A. de Sostoa, M.C. Freeman & J. Lobon-Cervia (1987): Microhabitat use in a mediterranean riverine fish assemblage. *Oecologia* 73: 490-500.
- Herzig-Straschil, B. (1994): Rote Liste gefährdeter Fische und Rundmäuler Österreichs (Pisces und Cyclostomata). Grüne Reihe des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie (Ed.: J. Gepp), Band 2: 75-82.
- Hokanson, K.E.F. (1977): Temperature requirements of some Percids and adaptations to the seasonal temperature cycle. *J. Fish. Res. Board Can.* 34: 1524-1550.
- Muus, B.J. & P. Dahlström (1978): Süßwasserfische Europas. BLV Verlagsgesellschaft München, Bern, Wien, 224pp.
- Penaz, M. (1974): Early development of the Nase Carp, *Chondrostoma nasus* (Linnaeus, 1758). *Zool. Listy* 23(3): 275-288.
- Spindler, T. (1991): Fischereimanagement im Altarmsystem der Donau im Bereich von Maria Ellend und Regelsbrunn. WWF-Forschungsbericht, 36pp.
- Wanzenböck, J. & S. Wanzenböck (1993): Temperature effects on incubation time and growth of juvenile whitefin gudgeon, *Gobio albipinnatus* Lukasch. *J. Fish Biol.* 42: 35-46.
- Winemiller, K.O. (1992): Life-history strategies and the effectiveness of sexual selection. *Oikos* 63(2): 318-327.
- Zweimüller, I. (1990): Mikrohabitatwahl bei der Schmerle (*Noemacheilus barbatulus* (L.)) und dem Gründling (*Gobio gobio* (L.)) im Mauerbach. Dissertation Universität Wien, 146pp.
- Zweimüller, I. (1995): Microhabitat use by two small benthic stream fish in a 2nd order stream. *Hydrobiologia* 303: 125-137.

Adultfische

Irene ZWEIMÜLLER

1. Einleitung

In der österreichischen Donau wurden in den letzten Jahren insgesamt 60 Arten nachgewiesen (SCHIEMER et al., 1994). Lediglich die aus dem Schwarzen Meer wandernden Arten (Störe) sind verschwunden (JUNGWIRTH, 1984). Diese im Vergleich zu anderen europäischen Flüssen ähnlicher Größenordnung hohe Artenzahl weist die Donau als ökologisch noch relativ intaktes Fließgewässer aus (LELEK, 1976; SCHIEMER & WAIDBACHER, 1992). Allerdings sind viele der Arten gefährdet (SCHIEMER et al., 1994, Tab. 1). Die flußbegeleitenden Aubereiche tragen wesentlich zur hohen Produktivität der Fischassoziation (BUSNITA, 1961; HOLCIK et al., 1981) und ihrer Diversität bei. Die oberflächige Anbindung von Donau und Nebengewässern spielt in der Lebensgeschichte vieler donaubewohnender Arten eine wichtige Rolle. Die Fische nutzen die Nebengewässer vor allem als Winterstandort, als Nahrungsgründe während der sommerlichen Niedrigwasserperiode und als Reproduktionszonen. Tab. 1 gibt eine Zusammenfassung der Fischarten, die bei mehreren Befischungsserien verschiedener Autoren im Zeitraum von Oktober 1990 bis August 1996 im Untersuchungsgebiet festgestellt wurden sowie ihre ökologische Zuordnung und ihr Gefährdungsgrad nach SCHIEMER & WAIDBACHER (1992). Von den 37 nachgewiesenen Arten gehören 17 der rheophilen bzw. rhithralen Gruppe an. Auch eine für Österreich neue Art, die Kesslergrundel (*Neogobius kessleri*) konnte im Laufe der Untersuchungen nachgewiesen werden (ZWEIMÜLLER et al., 1996). Von den donautypischen Arten fehlen nur einige seltene Arten, wie etwa der Frauenerfling (*Rutilus pigus virgo*) oder strömungsliebende Formen, wie die beiden Barschartigen Zingel und Streber. Verlandungszeitige Arten wie der Schlammpeitzger wurden im Untersuchungsgebiet nicht festgestellt.

Tabelle 1: Im Haslauer Altarm nachgewiesene Fischarten, deren ökologische Charakterisierung und Gefährdungsgrad

	Art	ökol. Charakt.	Gefährd. in der Dona	A	B	C
<i>Salmo trutta</i>	Bachforelle	rhit	k. A.	x		
<i>Chondrostoma nasus</i>	Nase	rheo a	gef.	x	x	x
<i>Barbus barbus</i>	Barbe	rheo a	gef.	x	x	x
<i>Leuciscus leuciscus</i>	Hasel	rheo a	gef.	x	x	x
<i>Vimba vimba</i>	Rußnase	rheo a	n. gef.	x	x	x
<i>Gobio albipinnatus</i>	Weißflossengründling	rheo a	k. A.	x	x	x
<i>Barbatula barbatula</i>	Bachschmerle	rheo a	k. A.	x		x
<i>Gymnocephalus schraetzer</i>	Schrätzer	rheo a	n. gef.	x		x
<i>Gymnocephalus baloni</i>	Balons Kaulbarsch	rheo a	k. A.	x		
<i>Gobio gobio</i>	Gründling	rheo a	k. A.	x	x	x
<i>Neogobius kessleri</i>	Kesslers Grundel	rheo a	k. A.	x		
<i>Leuciscus idus</i>	Nerfling	rheo b	s. gef.	x	x	x
<i>Aspius aspius</i>	Schied	rheo b	gef.	x	x	x
<i>Blicca bjoerkna</i>	Güster	rheo b	n. gef.	x	x	x
<i>Abramis ballerus</i>	Zope	rheo b	gef.		x	x
<i>Abramis sapa</i>	Zobel	rheo b	n. gef.		x	x
<i>Lota lota</i>	Quappe	rheo b	s. gef.	x	x	x
<i>Leuciscus cephalus</i>	Aitel	eury	n. gef.	x	x	x
<i>Esox lucius</i>	Hecht	eury	gef.	x	x	x
<i>Rutilus rutilus</i>	Rotaug	eury	n. gef.	x	x	x
<i>Alburnus alburnus</i>	Laube	eury	n. gef.	x	x	x
<i>Abramis brama</i>	Brachse	eury	n. gef.	x	x	x
<i>Carassius auratus gibelio</i>	Giebel	eury	k. A.	x	x	x
<i>Perca fluviatilis</i>	Flußbarsch	eury	n. gef.	x	x	x
<i>Stizostedion lucioperca</i>	Zander	eury	n. gef.	x	x	x
<i>Stizostedion volgensis</i>	Wolgazander	eury	p. gef.		x	x
<i>Proterorhinus marmoratus</i>	Marmorierte Grundel	eury	n. gef.	x	x	x
<i>Gymnocephalus cernuus</i>	Kaulbarsch	eury	n. gef.	x	x	x
<i>Cyprinus carpio</i>	Karpfen	eury	n. gef.	x	x	x
<i>Anguilla anguilla</i>	Aal	eury	k. A.			x
<i>Carassius carassius</i>	Karausche	stagno	s. gef.		x	x
<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	Rotfeder	stagno	n. gef.	x	x	x
<i>Rhodeus sericeus</i>	Bitterling	stagno	gef.	x	x	x
<i>Tinca tinca</i>	Schleie	stagno	k. A.	x		x
<i>Gasterosteus aculeatus</i>	Stichling	stagno	k. A.	x	x	x
<i>Silurus glanis</i>	Wels	stagno	v. A. b.	x	x	x
<i>Hypophthalmichthys molitrix</i>	Tolstolob	stagno	k. A.	x	x	x

Ökologische Charakterisierung und Gefährdungsgrad nach Schiemer et al., 1994

rhit: rhithral, hauptsächlich in Bächen vorkommend

rheo a: rheophil a, vor allem im Donauhauptstrom lebend

rheo b: rheophil b, zeitweise auf Altarme angewiesen

eury: eurytop, ohne ausgeprägte Bevorzugungen

stagno: stagnophil, Stillwasser bevorzugend

A) diese Untersuchungen

B) KECKEIS, 1994 unpubl.

k.A.: keine Angabe

n. gef.: nicht gefährdet

p. gef.: potentiell gefährdet

s. gef.: stark gefährdet

v.A.b.: vom Aussterben bedroht

C) SPINDLER, 1991 & 1993

Gerade bei den Fischen ist nicht nur die Intensität der Anbindung, sondern auch deren zeitlicher Verlauf und die Zuverlässigkeit des Auftretens ausschlaggebend, und zwar

- kurz vor der Laichzeit, um Migrationen zwischen Altarm und Hauptstrom zu ermöglichen
- während der Sommer- und Herbstmonate um einerseits Adultfischen die Einwanderung zu Nahrungsgründen bzw. den Jungfischen rheophiler Arten eine Wanderung in die Donau zu ermöglichen
- im Spätherbst, um die Wintereinstände innerhalb der Augewässer zugänglich zu machen.

Durch das Altarmöffnungsprojekt ist mit einer Verbesserung der Migrationsmöglichkeiten während des ganzen Jahres zu rechnen. Diese verbesserten Migrationsmöglichkeiten verändern die großräumige (Makrohabitat) ökologische Qualität des Gebietes. Zusätzlich ist durch die Änderung der Wasserspiegellagen im Aubereich mit veränderten kleinräumigen Bedingungen (Mikrohabitat) zu rechnen. Wahrscheinlich wird die Ufervegetation häufiger und langandauernder überflutet, die räumliche und zeitliche Ausdehnung der Makrophytenbestände dürfte dagegen zurückgehen. Auch die Verfügbarkeit einzelner Wassertiefenstufen (räumlich und zeitlich) dürfte nach Vollendung der Baumaßnahmen anders sein.

Die Fischfauna wird je nach Art und Entwicklungsstadium unterschiedlich stark auf diese Veränderungen reagieren. Eurytope und stagnophile Arten, aber auch die meisten Jugendstadien dürften hauptsächlich auf Mikrohabitatveränderungen ansprechen. Rheophile Arten und größere Individuen anderer Arten sollten die verstärkte Vernetzung zur Besiedlung weiterer Bereiche des Augebietes nutzen.

1.1. Durchgeführte Untersuchungen

Die tiefgreifendsten Veränderungen sind in der Besiedlung des Altarmes durch Rheophile, die raschesten Änderungen im Jungfischauftreten zu erwarten. Daher wurden folgende Untersuchungen vorgenommen:

⇒ Nutzung des Altarmes durch rheophile Arten

◆ Adultfische

Die Mehrheit der rheophilen Arten ist stark benthisches orientiert. Da bodenlebende

Arten bei Elektrobefischungen in tieferen Bereichen unterrepräsentiert sind, wurde eine Aufnahme mit spezieller Methodik durchgeführt (siehe Bodenfische). Beprobt wurden 5 Standorte mit stark unterschiedlichem Anbindungsgrad an die Donau (Regelsbrunn: häufige Anbindung, große Donaunähe; Haslau: seltene Anbindung, große Donaunähe; Maria Ellend: seltene Anbindung, geringe Donaunähe; Nebengewässer: stark isolierter Bereich).

◆ Nasenlaichplätze

Ein weiterer Untersuchungsschwerpunkt sollte klären, ob Nasen regelmäßig im Altarm laichen und wo bereits jetzt Laichareale festzustellen sind (siehe Aprilbefischung 1996).

◆ Jungfische rheophiler Arten

Im Juli 1996 wurde im Längsverlauf des Altarmes die Verteilung der Fischbrut festgestellt (siehe Jungfische). Zu diesem Termin treten bereits Jungfische der später laichenden Rheophilen auf, die Nasenjungfische sind noch in höheren Abundanzen vorhanden. Diese Aufnahme sollte zeigen, welche Altarmbereiche bereits jetzt als Aufzuchtgebiete für rheophile Jungfische genutzt werden, um eine zu erwartende Ausweitung dieser Bereiche dokumentieren zu können.

⇒ Jungfischaufnahme 1994

Diese saisonale Aufnahme sollte die sich saisonal verändernden Ansprüche der Jungfischen an die Mikrohabitate und bestehende Unterschiede in der großräumigen Nutzung des Altarmes dokumentieren (siehe Jungfische).

⇒ Sommerliche Nutzung des Altarmes durch die Adultfische

Bisher wurde keine großräumige Aufnahme der Fischfauna im Sommer vorgenommen (siehe Augustbefischung). Die Adultfischfauna im Altarm sollte in Hinblick auf Mikrohabitat- (Vorhandensein von Kolken und Altarmmündungen) und Makrohabitatqualität (Erreichbarkeit von der Donau aus) untersucht werden.

2. Elektrobefischungen 1996

2.1. Befischungsabschnitte

Maria:Ellend: Bereich oberhalb der Niederhuber Traverse bis zum Krickeldamm; Quadranten D6-D9. Dieser Bereich besteht aus einem relativ tiefen, ca. 30 m breiten Altarmabschnitt mit Schlammgrund, der vor der Niederhuber Traverse in einen flachen Schotterbereich übergeht.

Niederhuber Traverse unten: zwischen Niederhuber Traverse und Steintraverse; Quadranten D10-E/F19: Der obere Abschnitt besteht aus einer hangwasserdominierten Tümpelkette und einem hangwasserdominierten Hauptarmabschnitt. Der untere Bereich weist mehrere Verbindungsgräben zur Donau auf.

Haslau oben: zwischen Steintraverse und Haslauer Traverse; Quadranten E/F20-G23. Dieser Bereich beginnt mit einem reich strukturierten (Insel, Verbindung zur Donau) oberen Teil. Auch im weniger reich strukturierten unteren Bereich liegen Donauverbindungen. Der Altarm erreicht seine geringste laterale Distanz zum Donauhauptstrom.

Haslau unten: von der Haslauer Traverse bis zur Aufzweigung des Altarmes; Quadranten H/G24-H29. Der Altarm erreicht eine Breite von ca. 100m und weist mehrere Verbindungskanäle zur Donau auf. Unmittelbar unterhalb der Haslauer Traverse befindet sich ein Kolk mit dahinterliegender Schotterbank.

Kormoranhaufen: donaunaher Hauptarm von der Aufzweigung bis zur Mitterhaufentraverse; Quadranten I29-I/H34. Abgesehen von einer tieferen Auskolkung hinter der Altarmauftrennung (I29/30) flach und schotterdominiert. Eine (nach Hochwasserspuren zu urteilen) noch anspringende Seitenarmmündung liegt in I32. Die Gewässerbreite liegt meist unter 80m.

Mitterhaufen: unterhalb der Mitterhaufentraverse bis zum Schüttelauer Spitz; Quadranten H34-E39. Dieser Abschnitt beginnt und endet mit einem tiefen Kolkbereich, dazwischen ist der Altarm flach (außer am Steilhang in G38) und schotterdominiert.

Regelsbrunn oben: Schüttelauer Spitz bis Regelsbrunner Traverse; Quadranten E40-D47. Dieser relativ tiefe Bereich weist einen Verbindungsgraben zur Donau auf. Vor der Traverse befindet sich ein weit ausgedehnter, flacher Schotterbereich. Die Gewässerbreite steigt von ca. 100m auf 200m an vor der Traverse.

Regelsbrunn unten: Regelsbrunner Traverse bis Altarmmündung; Quadranten D47-D53. Durch mehrere Donauverbindungen und die Altarmmündung ist dieser Bereich hydrologisch am stärksten mit der Donau vernetzt. Unterhalb der Traverse befindet sich eine Auskolkung, gefolgt von einer Schotterinsel. Der Unterschied zwischen dem rechten Prall- und dem linken Gleitufer ist stark ausgeprägt.

2.2. Material und Methoden

2.2.1. Aprilbefischung

Vor der Befischung wurden zwei Serien von Echolotbefahrungen durchgeführt, um größere Ansammlungen von Fischen festzustellen und anschließend gezielt beproben zu können. Die Aufzeichnungen erfolgten mit minimaler Empfindlichkeit und maximaler Papiertransportgeschwindigkeit um die Auflösungs Genauigkeit zu optimieren. Die Befahrungen erfolgten am frühen Morgen bzw. am Vormittag, um Störungen durch die Primärproduktion gering zu halten. Der Altarm wurde mit einem Schlauchboot uferparallel (Abstand ca. 3-20 m, je nach Gewässerbreite) befahren, als Antrieb wurde ein Elektromotor eingesetzt, in Ausnahmefällen wurde auch gerudert. An Stellen mit höherer Echodichte wurden mehrmals Aufnahmen bei ruhendem Boot gemacht, um Fischechos besser von eventuellen Störungen unterscheiden zu können. Die zweite Echolotbefahrung wurde in Hinblick auf ungefähre Fischdichten (0=keine, 1=vereinzelt, 2=viele, 3=massenhaft Fischechos) und auf die Lage von Kolken im Altarmsystem ausgewertet.

Nachdem oberhalb der Haslauer Traverse nur geringe Fischdichten gefunden wurden, wurde dieser Bereich nicht befischt. Befischt wurden Stellen unterhalb der Haslauer Traverse, an denen die Echolotbefahrungen höhere Fischdichten aufzeigten bzw. unterhalb der Traversen (hier konnte an der Haslauer und der Mitterhaufen Traverse aufgrund der starken Störungen -

wahrscheinlich wegen im Wasserkörper eingeschlossener Luftbläschen - keine auswertbaren Echolotaufnahmen gemacht werden). Die Befischung erfolgt mit einem Standaggregat. Die Befischungsdauer betrug zwischen 7 und 20 Minuten, die Ergebnisse wurden auf 15 Minuten Befischungszeit standardisiert. Die Totallänge wurde ermittelt, anschließend wurden die Tiere zurückgesetzt. Bei den häufigen Arten Rotauge und Bitterling wurden ab der 5. Probe nur mehr die größeren Tiere (ca. 10 cm) gemessen, kleiner Tiere wurden nur gezählt. Zusätzlich wurde im Bereich unterhalb der Regelsbrunner Traverse Leitfähigkeit und Temperatur an der Wasseroberfläche bei jedem Fang gemessen. Von den anderen Probestellen liegen aufgrund technischer Schwierigkeiten nur 2 Messungen vor. Für jede Probestelle wurde das Vorkommen von im Wasser liegenden Bäumen und Makrophyten protokolliert.

2.2.2. Augustbefischung

Bei den Augustbefischungen wurde im Längsverlauf des Altarmes in mindestens jedem zweiten (an engeren Gewässerabschnitten großteils in jedem) Quadranten Befischungen mit einem Standaggregat, oberhalb der Haslauer Traverse mit einem Rückenaggregat gleicher Stärke durchgeführt. Es wurde die Totallänge der Fische gemessen, Fische unter einer Totallänge von 5 cm wurden nicht erfaßt. Die Befischungszeiten variierten von 5 bis 20 Minuten, standardisiert wurde auf 15 Minuten. Die Aufnahme der Umweltvariablen (siehe Aprilbefischung) wurde an allen Probestellen durchgeführt.

2.2.3. Mathematische Auswertung und verwendete Begriffe

Anbindung: Im fischökologischen Teil als Tage mit Wasserständen von mehr als 146,3 m üA am Pegel Orth definiert. 146,1 müA (Pegel Orth) entspricht ungefähr dem Beginn der Anbindung, für die Fischpassierbarkeit wurden noch 20cm dazugezählt.

Diversität: Artenvielfalt eines Gebietes. Durch Verwendung des Shannon-Wiener Index wird der Effekt unterschiedlicher Stichprobengrößen relativiert.

Evenness: zeigt, wie gleichmäßig die Individuen sich auf die Arten verteilen: Shannon-Wiener Diversitätsindex dividiert durch den Logarithmus zur Basis 2 der Artenzahl

Irrtumswahrscheinlichkeit: Maß für die Wahrscheinlichkeit, eine Nullhypothese irrtümlich zu verwerfen. Die Werte reichen von 1 bis 0. Je kleiner die Irrtumswahrscheinlichkeit (p-Wert), desto größer die Wahrscheinlichkeit, daß tatsächlich z.B. Unterschiede zwischen Standorten oder Einflüsse von Umweltfaktoren vorliegen. Nach gängiger Konvention werden p-Werte unter 0,05 als signifikant angesehen.

Kruskal-Wallis Test: Nichtparametrischer (keine Verteilungsform voraussetzender) Test, bei dem überprüft wird, ob zwischen mehreren Gruppen von Beobachtungen signifikante Unterschiede vorhanden sind. Gibt nicht an, zwischen welchen Gruppenpaaren diese Unterschiede bestehen. Nachfolgetests: Nemenyi Test, Permutationstest

Kolk: als Kolk wurde ein Bereich definiert, der mindestens doppelt so tief war wie die Umgebung

Makrohabitatkorrektur: In einer zweiten Varianzanalyse sollte der Einfluß der unterschiedlichen relativen Abundanzen an verschiedenen Standorten auf die Mikrohabitanalyse kompensiert werden. Dabei wurde statt der Originalwerte die Abweichungen vom jeweiligen Standortmittelwert als Maß für die Besiedlungsdichte herangezogen.

Permutationstest: Zuerst werden anhand der Originaldaten für jedes mögliche Gruppenpaar die Unterschiede in den Mittelwerten berechnet. Anschließend werden die Originaldaten zufällig durchmischt (permutiert) und für jeden Durchmischungsschritt neue Mittelwertdifferenzen errechnet. Dies geschah 1000 mal. Anschließend wird festgestellt, wie oft bei den Zufallsdurchmischungen gleich große oder höhere Differenzen zwischen den Mittelwerten festgestellt wurden als bei den Originaldaten. Lag dieser Wert unter 5% (d.h. 50 mal), so wurde von einem statistisch signifikanten Unterschied ausgegangen.

p-Wert: siehe Irrtumswahrscheinlichkeit

r²: auch Bestimmtheitsmaß; Werte von 0 bis 1; gibt an, welcher Anteil der Variabilität in den Daten durch die Abhängigkeit von der x-Achse erklärt werden kann. r²=0,50 bedeutet, daß 50% der Variabilität erklärt wird.

relativen Abundanzwerte: auf den Fangaufwand bezogene Individuenzahlen. Im fischökologischen Teil wurden entweder 15 Minuten Elektrofischung oder 1 Stunde Netzexposition (für Daten aus SPINDLER, 1991) gewählt.

Shannon- Wiener Index: Diversitätsindex: $-1 \times \sum$ aller Produkte aus dem relativen Anteil einer Art am Fang und dem Logarithmus zur Basis 2 dieses relativen Anteils

theoretische maximale Artenzahlen: Zuerst werden kumulative Artenzahlen (Zahlen der bereits mit den ersten $x-1$ Proben festgestellten + der jeweils in Probe x neu hinzugekommenen Arten) ermittelt. Dann wird durch diese kumulativen Artenzahlen als abhängige Variable und die Anzahl der Stichproben als unabhängige Variable eine logarithmische Kurve ($y=k \cdot \ln x + d$) gelegt. Als theoretische maximale Artenzahl wurde der bei 100 Proben ($x=100$) errechnete Wert genommen. Wurden nach der ersten Probe keine neuen Arten gefunden, so wurde diese Zahl herangezogen.

Varianzanalyse: Die Einflußgrößen unterteilen die abhängige Variable (in diesem Fall den Logarithmus zur Basis 2 von (relative Abundanz +1) in mehrere Gruppen (etwa 2 Gruppen eine mit Beobachtungen von Stellen ohne Kolke und eine zweite von Stellen mit Kolken). Die Wichtigkeit einer Einflußgröße wird anhand der durch die Gruppenzugehörigkeit erklärte Varianz abgeschätzt. Auch Wechselwirkungen zwischen den unabhängigen Faktoren (=Einflußgrößen) können bei ausreichender Stichprobengröße abgeschätzt werden. Die mathematischen Voraussetzungen (Normalverteilung der abhängigen Variablen und Varianzhomogenität) wurden bei den meisten Analysen verletzt. Die Berechnungen dienen also hauptsächlich der Hypothesenbildung.

2.3. Ergebnisse Frühjahrsbefischung

Mit der ersten Probeserie sollte vor allem die von SPINDLER (1991) festgestellte Ansammlung von Nasen im Altarm während der Laichzeit dokumentiert und Laichareale festgehalten werden. Die Nase laicht relativ früh im Jahr (März/April) ab einer Wassertemperatur von 8-10°C (HERZIG & WINKLER, 1985). Es sind zwei Verhaltensmuster bekannt: erstens ein Aufsteigen der Laichpopulation in Nebengewässer, wobei die Männchen etwas vor den Weibchen ankommen. Das Ablachen der Nasen in den flachen Bereichen von Zuflüssen größerer Flüsse ist recht spektakulär und auch mehrfach beschrieben. Die Laichplätze zeichnen sich durch grobkörniges Substrat und relativ hohe Strömungsgeschwindigkeiten aus (LELEK & PENAZ, 1963; DEDUAL, 1990). Aus der Fischa ist ein regelmäßig benutzter Laichplatz bekannt, der sich durch hohe und stark variable Strömung, Grobschotter und geringe Wassertiefen auszeichnet. In unmittelbarer Umgebung befinden sich auch andere Stellen mit ähnlicher Gewässermorphologie, sodaß auch eine Tradierung des genauen Laichplatzes nicht ausgeschlossen werden kann (KECKEIS, pers. Mitt.). Die Tiere dürften auch in der Donau selbst reproduzieren. Jedenfalls konnten bei Elektrobefischungen im Frühjahr an mehreren Schotterbänken im Bereich Wien und unterhalb Ansammlung laichreifer Männchen festgestellt werden (KECKEIS et al., 1996). Ein direkter Laichnachweis fehlt. Allerdings legt die hohe Dichte an Nasenjungfischen im Donauuferbereich im Frühsommer eine Laichaktivität der Tiere direkt in der Donau nahe. Aus dem Untersuchungsgebiet liegen neben der Untersuchung von Spindler auch Beobachtungen von Fischern vor, wonach vor ca. 10 Jahren unterhalb der Haslauer Traverse eine größere Anzahl an Nasen laichten, während in den letzten Jahren nur mehr vereinzelt Laichaktivitäten beobachtet wurden (NIEDERHUBER, pers. Mitt.). Zum Befischungstermin herrschten erhöhte Wasserstände, das Altarmsystem war im Mündungsbereich an die Donau angebunden

2.3.1. Abiotische Faktoren

Unterhalb der Regelsbrunner Traverse wurden Oberflächentemperaturen zwischen 14 bis 15°C gemessen.

Bei der Lage der Kolke fällt auf, daß sie nur im Zusammenhang mit 1) Traversen oder 2) Einmündungen bzw. Gabelungen von Altarmabschnitten auftreten (Abb. 1). Bei den Einmündungen können zwei Typen unterschieden werden:

- Die - häufigeren - Erosionsmündungen mit Kolk an der gegenüberliegenden Seite des Altarmes.
- Die Anlandungsmündungen, bei der unterhalb der Mündung eine geringere Wassertiefe zu beobachten ist als weiter stromaufwärts. Diese Mündung dürfte bei Stellen entstanden sein, die erst anspringen, wenn der Pegel des Hauptarmes bereits so hoch ist, daß das Wasser keine Erosionskraft mehr besitzt.

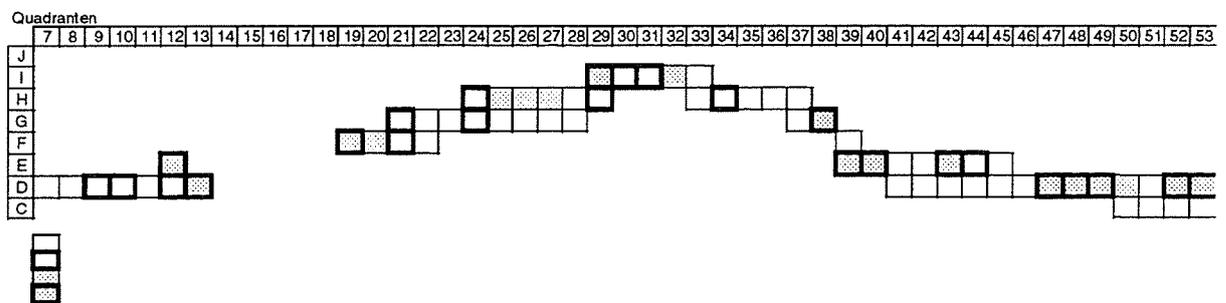


Abbildung 1: Lage der Kolke und Altarmmündungsbereiche nach der Aprilecholotaufnahme

2.3.2. Fische

Es wurden 18 Arten festgestellt, von denen 4 der rheophilen Gruppe angehörten (Tab. 2a und b). An allen Standorten dominierte das Rotaugen, auch die Laube trat an allen Standorten in hohen relativen Abundanzen auf.

Auffällig waren vor allem die hohen relativen Abundanzen, die im Bereich Kormoranhaufen auftraten: größere Rußnasen, Rotaugen und Bitterlinge waren hier mehr als 10x so abundant wie an den anderen Bereichen. Bei den 1+ Fischen wiesen vor allem die Rußnasen in diesem Gebiet hohe Werte auf. Die Abundanzunterschiede zwischen den anderen Standorten waren dagegen bei allen Arten gering. Im Bereich unterhalb der Regelsbrunner Traverse wiesen sowohl die 1+ als auch die größere Fischen die niedrigsten Abundanzwerte auf. Eine statistische Absicherung der Dichteunterschiede zwischen den Standorten gelang nicht bei allen

wie an den anderen Bereichen. Bei den 1+ Fischen wiesen vor allem die Rußnasen in diesem Gebiet hohe Werte auf. Die Abundanzunterschiede zwischen den anderen Standorten waren dagegen bei allen Arten gering. Im Bereich unterhalb der Regelsbrunner Traverse wiesen sowohl die 1+ als auch die größere Fischen die niedrigsten Abundanzwerte auf. Eine statistische Absicherung der Dichteunterschiede zwischen den Standorten gelang nicht bei allen Arten. Bei den häufiger auftretenden Arten Rotaugen und Lauben, aber auch bei den Rußnasen waren keine signifikanten Unterschiede feststellbar (Tab. 3), wohl aber bei den Bitterlingen,

Tabelle 2a: Relative Abundanzen, Artenvielfalt und prozentueller Anteil der ökologischen Gruppen im Längsverlauf: April, > 1+ Fische
Sämtliche Bitterlinge wurden der Gruppe >1+ zugeordnet, bei den Rotaugen wurden die Individuen nach der in Haslau oben festgestellten Relation >1+ und 1+ aufgeteilt.

	Haslau unten	Kormoran.	Mitterhauften	Regelsbrunn unten
Rußnase	0,3	10,5	1,5	0,2
Gründling	0,8	5,0	0,4	0,0
Schied	0,6	0,0	0,3	0,0
Güster	5,7	1,7	1,8	0,5
Aitel	1,7	2,2	1,6	0,0
Hecht	0,0	2,7	2,1	0,2
Rotaugen	25,1	166,6	17,8	8,4
Laube	11,4	25,8	3,8	5,7
Brachse	2,8	4,3	1,3	0,0
Giebel	0,4	0,0	2,3	0,0
Flußbarsch	0,0	0,0	0,6	0,2
Zander	0,0	0,0	0,3	0,0
Karpfen	0,2	0,0	0,0	0,2
Rotfeder	0,3	0,0	0,3	0,0
Bitterling	0,6	85,8	0,0	0,0
Schleie	0,0	0,0	0,0	0,2
Wels	0,2	0,0	0,0	0,0
Tolstolob	0,0	0,0	0,0	0,2
Summe	50,1	304,6	34,2	15,5
Diversität	2,20	1,80	2,53	1,59
Evenness	0,59	0,57	0,68	0,50
Artenzahl	13	9	13	9
% rheophil a	2,2	5,1	5,6	1,1
% rheophil b	16,0	1,3	10,9	3,2
% euytop	79,6	65,5	82,7	93,6
% stagnophil	2,2	28,2	0,7	2,1

Tabelle 2b: Relative Abundanzen, Artenvielfalt und prozentueller Anteil der ökologischen Gruppen im Längsverlauf: April, 1+ Fische
Sämtliche Bitterlinge wurden der Gruppe >1+ zugeordnet, bei den Rotaugen wurden die Individuen nach der in Haslau oben festgestellten Relation >1+ und 1+ aufgeteilt.

	Haslau unten	Kormoran.	Mitterhaufen	Regelsbrunn unten
Rußnase	0,2	54,8	0,7	0,2
Gründling	0,0	0,0	0,0	0,0
Schied	0,0	0,0	0,0	0,0
Güster	0,0	0,0	0,0	0,0
Aitel	0,0	3,3	0,2	0,2
Hecht	0,0	0,0	0,0	0,2
Rotauge	5,7	49,5	5,3	2,5
Laube	0,0	0,0	0,0	0,0
Brachse	0,2	0,0	1,2	0,2
Giebel	0,0	0,0	0,0	0,0
Flußbarsch	0,3	1,7	0,0	0,2
Zander	0,0	0,0	0,0	0,0
Karpfen	0,0	0,0	0,0	0,0
Rotfeder	0,2	0,0	0,0	0,0
Bitterling	0,0	0,0	0,0	0,0
Schleie	0,0	0,0	0,0	0,5
Wels	0,0	0,0	0,0	0,0
Tolstolob	0,0	0,0	0,0	0,0
Summe	6,7	109,3	7,5	3,8
Diversität	0,88	1,26	1,27	1,58
Evenness	0,38	0,63	0,63	0,61
Artenzahl	5	4	4	6
% rheophil a	3,2	50,2	10,0	4,4
% rheophil b	0,0	3,1	2,9	4,4
% euytop	93,6	46,8	87,1	78,1
% stagnophil	3,2	0,0	0,0	13,1

den größeren Aiteln, Hechten und Brachsen. Auffällig ist auch, daß die getrennte Analyse der 1+ und >1+ Fische deutlichere Unterschiede zwischen den Standorten erbrachten als die Analyse der Gesamtabundanz der Arten an einer Probenstelle.

Tabelle 3: Statistische Absicherung der Abundanzunterschiede zwischen den Standorten: Kruskal-Wallis Test und anschließender Permutationstest

April	1+		>1+		gesamt	
	K-W	Permutationstest	K-W	Permutationstest	K-W	Permutationstest
Gründling	-		n.s.		n.s.	
Schied	-		n.s.		n.s.	
Güster	-		n.s.		n.s.	
Aitel	-		*	Kor, (Mit), Has u > Reg u	*	Kor, (Mit), Has u > Reg u
Hecht	-		*	Kor > Has u, (Reg u) (Mit > Has u)	*	(Has u > Reg u)
Rotauge	-		n.s.		n.s.	
Laube	-		n.s.		n.s.	
Brachse	n.s.		**	Kor, Has u > Reg u	**	(Kor), Has u > Reg u
Flußbarsch	-		n.s.		n.s.	
Bitterling	-		*	Kor > Reg u	*	Kor > Reg u

K-W Kruskal-Wallis Test

* p < 0,05

** p < 0,01

*** p < 0,001

Kursiv Datensatz für >1+ und gesamt ident

Permutationstest: auf dem 5%-Niveau signifikant unterschiedlich besiedelte Standorte dargestellt

(Standort) auf dem 10%-Niveau signifikant unterschiedliche Standorte

Standortsabkürzungen:

M Ell: Maria Ellend; Nied u: Niederhuber Traverse unterhalb

Has o, Has u: Haslau oben bzw. Haslau unten

Kor: Kormoranhaufen; Mit: Mitterhaufen

Reg o, Reg u: Regelsbrunn oben bzw. unten

Bei den größeren Fischen hatten die Eurytopen an allen Standorten den weitaus höchsten prozentuellen Anteil (66 bis 94%). Ähnliches gilt auch für die 1+ Fische mit Ausnahme des Standortes Kormoranhaufen. Stark schwankend waren die Prozentanteile der Stagnophilen: bei den 1+ Fischen variierten sie von 0 bis zu einem Maximalwert von 13%, der im Bereich Regelsbrunn unterhalb auftrat und auf mehrere Schleien zurückzuführen war. Bei den >1+ Fischen trat im Kormoranhaufengebiet ein Maximum mit 28% auf, das ebenfalls auf das massive Auftreten einer Art (Bitterling) zurückzuführen war. Individuen der Gruppe Rheophil-a machten bei den größeren Fischen an allen Standorten 1 bis 6% aus. Bei den 1+ Fischen führte die extrem hohe Abundanz der Rußnase am Kormoranhaufen zu einem deutlichen Maximum (50,2%), während an den anderen Stellen 3 bis 10% der Fische dieser Gruppe angehörten. Bei der Rheophil-b Gruppe traten bei den >1+ Fischen stärkere Schwankungen auf (3 bis 16%), während bei den 1+ Fischen die Prozentsätze mit 0 bis 4% durchwegs gering waren.

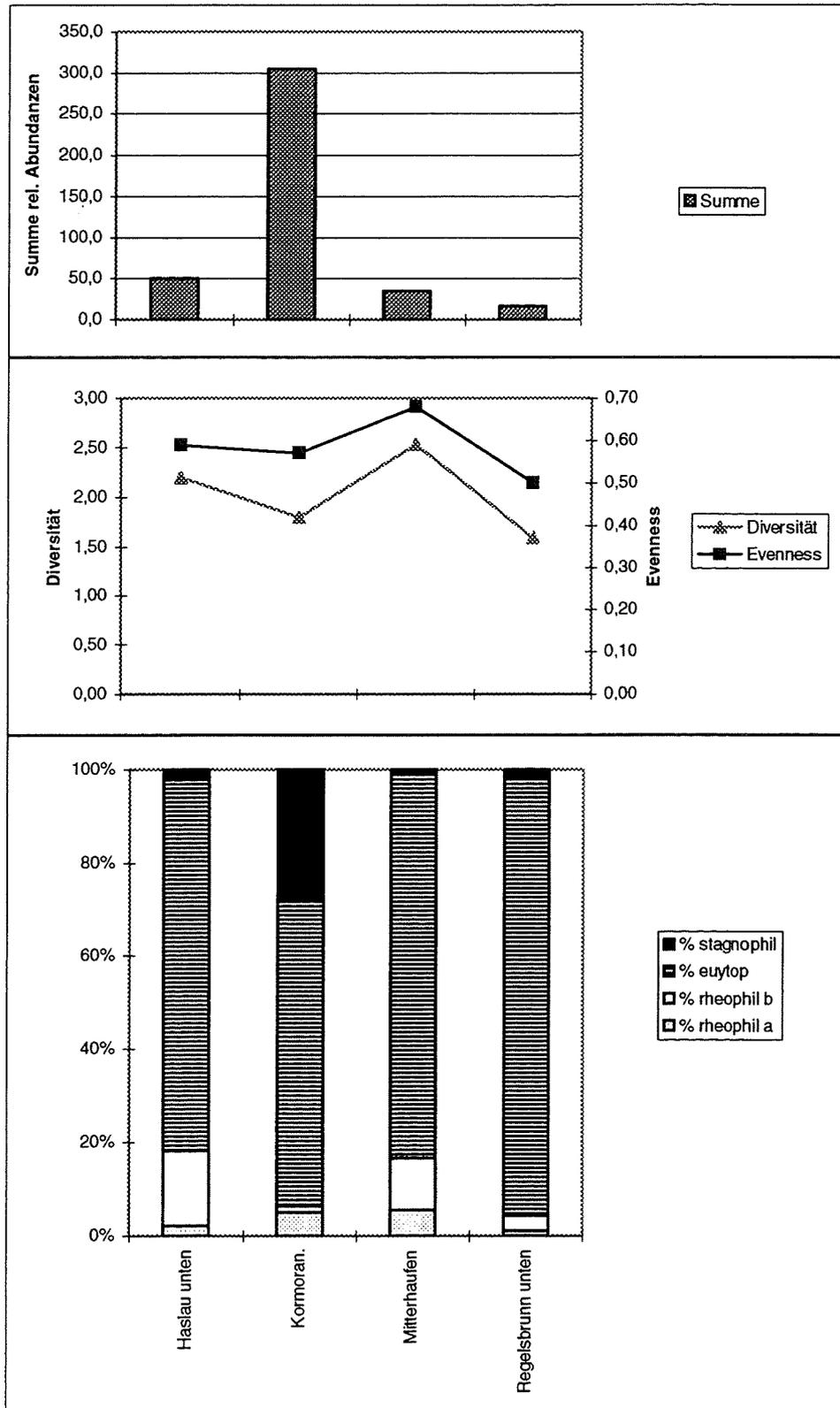


Abbildung 2a: Gesamtabundanz, Artenvielfalt und Prozenanteil der ökologischen Gruppen im Längsverlauf: April, >1+ Fische

Summe: Summe der relativen Abundanzen aller Fischarten (15 Min. Elektrofischung)

Diversität: Shannon-Wiener Diversitätsindex

% rheophil a,...: Prozentanteil der ökologischen Gruppe an der Gesamtabundanz pro Probestelle

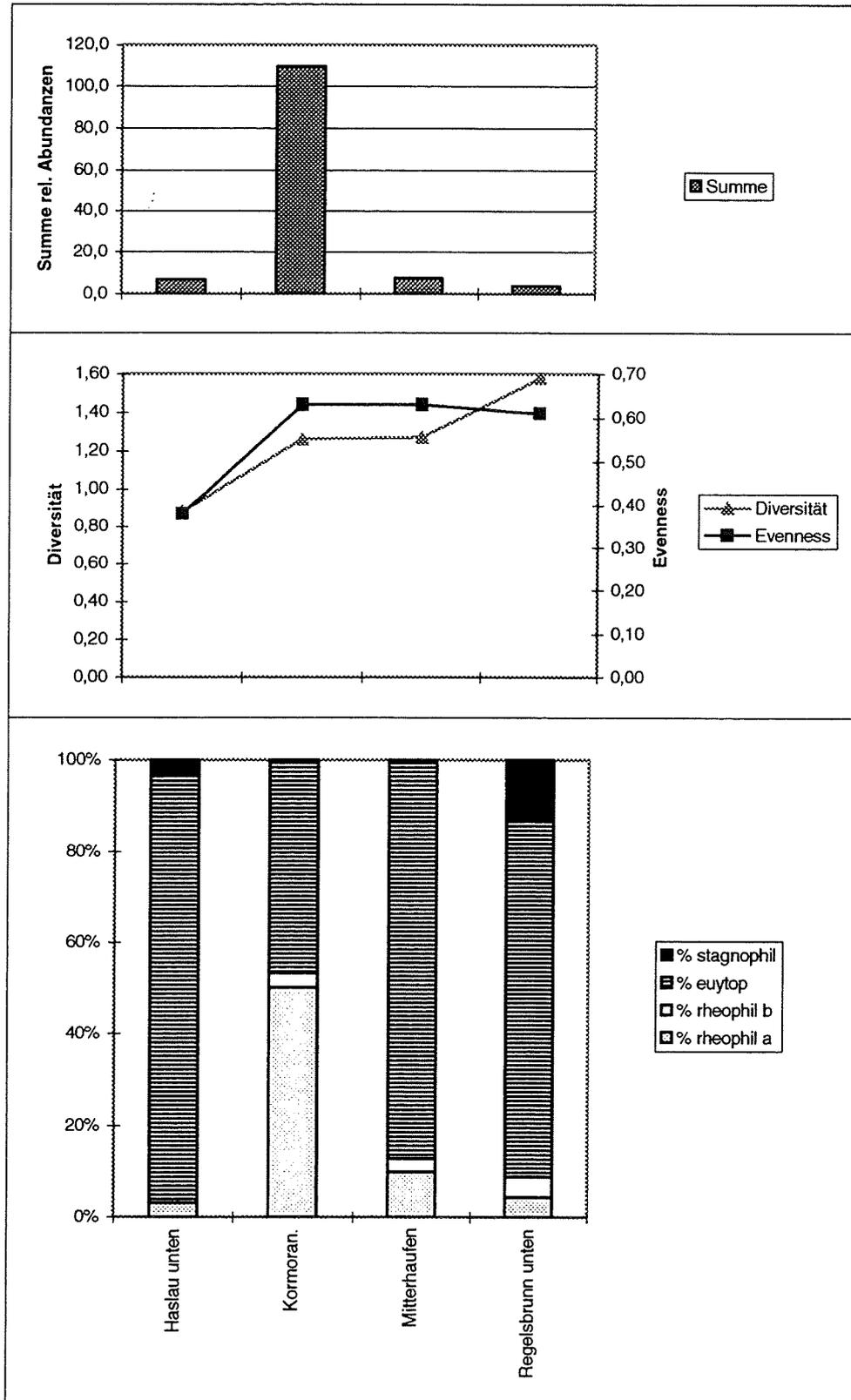


Abbildung 2b: Gesamtabundanz, Artenvielfalt und Prozentanteil der ökologischen Gruppen im Längsverlauf: April, 1+ Fische

Summe: Summe der relativen Abundanzen aller Fischarten (15 Min. Elektrofischung)

Diversität: Shannon-Wiener Diversitätsindex

% rheophil a,...: Prozentanteil der ökologischen Gruppe an der Gesamtabundanz pro Probestelle

2.3.2.1. Mikrohabitatwahl

Mündungen von Altarmästen bieten bei höheren Wasserständen Wandermöglichkeiten zwischen Donau und Altarm, aber auch innerhalb des Altarmes. Außerdem fallen besonders in Donaunähe Seitenarmmündungen mit Stellen intensiven unterirdischen Wasseraustausches mit der Donau zusammen. Durch diese unterschiedlichen thermischen und hydrochemischen Bedingungen könnten Mündungsbereiche eigene Mikrohabitate bilden. Die Wassertiefe spielt bei der Verteilung vieler Fischarten eine entscheidende Rolle, sodaß Kolke eigene Mikrohabitate darstellen.

Um die Zusammenhänge zwischen Habitatcharakteristika und relativen Abundanzen der häufigsten Arten aufzuzeigen, wurde eine Varianzanalyse mit folgenden Gruppierungsvariablen gerechnet: Position bzw. Erreichbarkeit im Altarmsystem (1: oberhalb der Haslauer Traverse, 2: zwischen Haslauer und Mitterhaufen Traverse, 3: zwischen Mitterhaufen und Regelsbrunner Traverse 4: unterhalb der Regelsbrunner Traverse), Anwesenheit eines Kolkes (0=kein Kolk, 1=Kolk vorhanden) und Mündung eines Altarmastes (0= nicht vorhanden, 1= vorhanden). Der varianzanalytische Ansatz wurde gewählt, da so auch Wechselwirkungen zwischen den Gruppierungsvariablen Berücksichtigung finden. Es wurden nur Arten analysiert, bei denen bei mindestens 3 Proben Individuen einer Größenklasse gefangen wurden. Die statistischen Voraussetzungen für die angewandte Analyse sind nicht vollständig erfüllt, die Analyse weist daher nur explorativen Charakter auf. Die errechneten p-Werte könnten die tatsächliche Irrtumswahrscheinlichkeit (siehe Material und Methoden) falsch einschätzen.

Tabelle 4a: Einfluß von Umweltfaktoren auf die relative Abundanz verschiedener Arten im April: Irrtumwahrscheinlichkeiten (p-Werte)
 Es wurden nur Arten und Größenklassen analysiert, die in mindestens 3 Proben vorkamen. Alle Bitterlinge und Rotaugen wurden der Größenklasse 1+ zugeordnet.

	Haupteffekte	Kolk	Mündung	Erreichbarkeit	Wechselw.effekte	Mündung x Kolk	Erreichbk. x Kolk	Erreichbk. x Mündung	gesamt		Haupteffekte	Kolk	Mündung	Erreichbarkeit	Wechselw.effekte	Mündung x Kolk	Erreichbk. x Kolk	Erreichbk. x Mündung	gesamt
	> 1+										1+								
Rußna	0,91	0,56	0,71	0,93	0,79	0,74	0,70	0,79	0,86		0,85	0,58	0,80	0,94	1,00	0,81	1,00	0,94	0,96
Gründ	0,88	0,93	0,38	1,00	0,89	1,00	0,56	0,75	0,90										
Schied	0,10	0,77	0,02	0,08	0,28	1,00	0,89	0,09	0,21										
Güster	0,43	0,69	0,47	0,45	0,68	0,42	0,95	0,38	0,68										
Aitel	0,13	0,55	0,15	0,49	0,46	1,00	0,22	0,38	0,11										
Hecht	0,38	0,83	0,15	0,71	0,86	0,76	0,65	0,62	0,65										
Rotaug	0,59	0,22	0,33	0,49	0,90	0,99	0,72	0,82	0,58										
Laube	0,93	0,57	0,83	0,99	0,62	0,69	0,26	0,80	0,71										
Brachs	0,15	0,27	0,42	0,12	0,70	1,00	0,42	0,79	0,14		0,67	0,76	0,25	0,49	0,22	0,46	0,45	0,23	0,33
Flußba	0,02	0,61	0,02	0,10	0,15	0,20	0,44	0,42	0,08		0,99	0,85	0,81	0,86	0,80	0,53	0,72	0,79	0,89
Bitterli	0,87	0,64	0,78	0,95	0,97	1,00	0,73	0,94	0,84										

Tabelle 4b: Makrohabitatkorrigierter Einfluß von Umweltfaktoren auf die relative Abundanz verschiedener Arten im April: Irrtumwahrscheinlichkeiten (p-Werte)
 Es wurden nur Arten und Größenklassen analysiert, die in mindestens 3 Proben vorkamen. Alle Bitterlinge und Rotaugen wurden der Größenklasse 1+ zugeordnet.

	> 1+										1+								
	Haupteffekte	Kolk	Mündung	Erreichbarkeit	Wechselw. 2. Ordnung	Kolk x Mündung	Erreichbk. x Kolk	Erreichbk. x Mündung	gesamt		Haupteffekte	Kolk	Mündung	Erreichbarkeit	Wechselw. 2. Ordnung	Kolk x Mündung	Erreichbk. x Kolk	Erreichbk. x Mündung	gesamt
Rußnase	0,83	0,31	0,81	0,74	0,57	0,69	0,42	0,83	0,75		0,70	0,23	0,95	0,86	0,75	0,74	0,48	0,93	0,76
Gründling	0,84	0,71	0,43	0,55	0,72	1,00	0,30	0,79	0,94										
Schied	0,15	0,93	0,02	0,36	0,32	1,00	0,99	0,09	0,36										
Güster	0,79	0,83	0,55	0,76	0,78	0,44	0,89	0,46	0,91										
Aitel	0,45	0,48	0,16	0,31	0,37	1,00	0,16	0,37	0,59										
Hecht	0,30	0,29	0,10	0,24	0,17	0,65	0,06	0,47	0,32										
Rotaug	0,45	0,15	0,26	0,61	0,83	0,99	0,56	0,83	0,65										
Brachse	0,80	0,32	0,47	0,88	0,79	1,00	0,50	0,82	0,91		0,58	0,83	0,27	0,59	0,23	0,47	0,21	0,49	0,46
Flußbarsch	0,11	0,61	0,02	0,53	0,15	0,20	0,44	0,42	0,18		0,97	0,96	0,87	0,83	0,71	0,51	0,62	0,74	0,94
Bitterling	0,78	0,27	0,92	0,67	0,53	1,00	0,19	0,99	0,75										

Von den 11 Arten (> 1+ Fische), bei denen diese Analyse durchgeführt wurde, wiesen nur der Schied und der Flußbarsch mikrohabitatbedingte Abundanzunterschiede auf: bei beiden Arten wirkte sich anscheinend das Vorhandensein von Mündungen auf die Abundanzen aus, eventuell

auch die Erreichbarkeit innerhalb des Altarmes. Um sicherzustellen, daß die Abundanzunterschiede zwischen den Altarmabschnitten nicht die Mikrohabitanalyse verfälschen, wurde auch eine makrohabitatkorrigierte Analyse vorgenommen, die den Einfluß von Mündungen auf Schied und Barsch bestätigt und zusätzlich für den Hecht (>1+) eine mögliche Wechselwirkung von Erreichbarkeit eines Standorts und dem Vorhandensein von Kolken auf die Abundanz aufzeigte.

2.3.2.2. Laichverhalten Nasen

Zum Apriltermin konnten weder Nasen noch Barben im Altarm festgestellt werden. Die gemessenen Temperaturen lagen über den Optimaltemperaturen für das Laichverhalten der Nase (ca. 10°C, HERZIG & WINKLER, 1985)) In der Fischa konnte wenige Tage vor der Befischung laichende Nasen festgestellt werden (KECKEIS, pers. Mitteilung). Es ist daher nicht anzunehmen, daß der Laichtermin übersehen wurde. Ein hydrologischer Vergleich der Jahre 1990 (Untersuchungsjahr SPINDLER, 1991) und 1996 (diese Studie) zeigt, daß 1990 die Migrationsbedingungen für die Adultfische im Frühling (März, April) sehr schlecht waren (0 Tage Anbindung), während im Jahre 1996 eine Anbindungsphase im März auftrat. Anscheinend wurde 1990 nicht eine Einwanderung laichreifer Nasen aus dem Hauptstrom beobachtet, sondern deren Auswanderung in die Donau wurde durch die hydrologische Situation verhindert. Im Jahr 1996 dagegen konnten die Nasen anscheinend zum Laichen in den Hauptstrom abwandern. Diese Beobachtung legt die Vermutung nahe, daß die im Altarm auftretenden Nasenjungfische auch durch Eindriftung nach Hochwässern ins Altarmsystem gelangen können (siehe Kapitel Jungfische).

2.4. Ergebnisse Augustbefischung

Mit der zweiten Serie sollte die sommerliche Mikro- und Makrohabitatnutzung der Adultfische im Längsverlauf des Altarms dokumentiert werden. Aufgrund des größeren Aktionsradius von Adultfischen wurden auch größere Flächen befishet. Die Quadranteneinteilung des Untersuchungsgebiets (200 m Länge) bot einen räumlichen Bezugsrahmen, der für aktiverer Fische ein Mikrohabitat darstellen könnte, für die kleineren und/oder weniger aktiven Tiere ein Makrohabitat sein dürfte. Im folgenden werden die einzelnen Befischungen für die Mikrohabitatwahl, die verschiedenen Befischungsabschnitte für die Makrohabitatwahl

herangezogen. Es sollte untersucht werden, ob die Nähe von Kolken oder Altarmmündungsbereichen die Fischabundanz beeinflusst. Die Befischungen erfolgten am 22., 23. und 29. August nach einer länger andauernden Niedrigwasserperiode. Die Bereiche unterhalb der Mitterhaufen Traverse waren zum Befischungszeitpunkt nicht an die Donau angeschlossen, der Standort Kormoranhaufen nach einer Phase der oberflächigen Isolation vom Befischungsstandort Haslau unten wieder oberflächlich mit dem Altarm vernetzt.

2.4.1. Abiotische Faktoren

Die mittlere Leitfähigkeit zeigt im August hohe Werte in den Abschnitten oberhalb der Haslauer Traverse mit einem Maximum von über 600 μSi unterhalb der Niederhuber Traverse (Abb. 5). Diese Bereiche sind offensichtlich stark hangwasserbeeinflusst. Unterhalb der Haslauer Traverse führt die Nähe zur Donau zu den niedrigsten Werten (unter 400 μSi), die im weiteren Verlaufe des Altarmes wieder ansteigen.

Die gemessenen Oberflächentemperaturen lagen im August meist zwischen 20 bis 25°C, nur an einer Stelle unterhalb der Niederhuber Traverse bei 16,6°C (Hangwasserbeeinflussung).

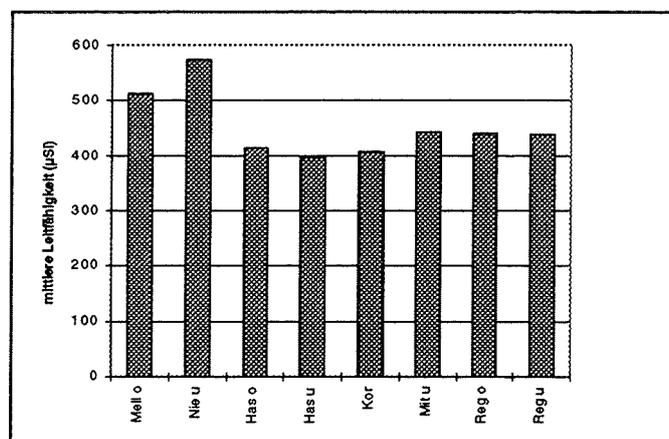


Abbildung 3: Mittlere Leitfähigkeitswerte im Längsverlauf (Augustbefischung)

2.4.2. Fische

Im August konnten 27 Arten gefangen werden, von denen 12 zur rheophilen Gruppe gehörten (Tab. 5). Eine räumlich detaillierte Darstellung der Artenvielfalt bringen die in den einzelnen

Quadranten des Untersuchungsgebietes gefundenen Artenzahlen (Abb. 1 und 4). Die oberhalb der Haslauer Traverse gelegenen Quadranten beherbergen deutlich geringere Artenzahlen als die unterhalb gelegenen. Im unteren Abschnitt fallen mehrere Bereiche mit Artenzahlen über 10 auf: vor und nach der Gabelung des Altarmes unterhalb der Haslauer Traverse (H29, I30), vor der Mitterhaufentraverse (I32,33, G34) vor und nach dem Schüttelauer Spitz (E39 und E41). Die Altarmgabelungen bieten anscheinend eine großräumige Habitatvielfalt, die hohe Artenzahlen begünstigen. Auch das artenreiche Gebiet vor der Mitterhaufen Traverse weist neben großflächigen Schotterarealen eine großflächige Bucht auf.

2.4.2.1. > 1+ Fische

Im Vergleich zum April kamen hauptsächlich Rheophile hinzu: neben Nasen und Barben konnten auch Hasel, Nerfling, Kesslers Grundel und Balons Kaulbarsch (*Gymnocephalus baloni*) festgestellt werden. Die letzten beiden Arten kamen nur in Regelsbrunn unterhalb der Traverse vor, Kesslers Grundel im Flachwasserbereich unterhalb des großen Einströmbereiches, Balons Kaulbarsch als Einzelexemplar im unmittelbaren Mündungsbereich. Generell kam die Gruppe der Rheophilen hauptsächlich im Bereich unterhalb der Haslauer Traverse bis zur Altarmmündung vor, oberhalb der Haslauer Traverse wurden nur vereinzelt Rheophile gefangen (Abb. 5). Den höchsten Prozentanteil stellten sie wie bereits im April im Bereich Kormoranhaufen, der sich auch durch hohe Diversität und Evenness auszeichnete.

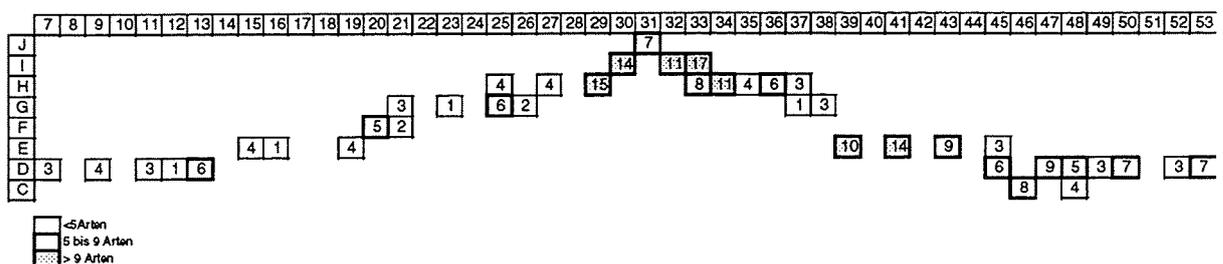


Abbildung 4: Artenzahlen im August 1996, Elektrofischung

Tabelle 5: Mittlere relative Abundanzen, Artenvielfalt und Prozentanteil ökologischer Gruppen im Längsverlauf: August, >1+ Fische

	Maria Ellend	Niederh. unten	Haslau oben	Haslau unten	Kormoran.	Mitterhaufen	Regelsbrunn oben	Regelsbrunn unten
Nase	0,0	0,0	0,5	0,0	0,9	0,0	0,0	0,0
Barbe	0,0	0,0	0,5	0,0	1,3	0,7	0,0	0,0
Hasel	0,0	0,0	0,0	0,0	1,0	0,0	0,0	0,0
Rußnase	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	0,3	0,0
Wfl.gründling	0,0	0,0	0,0	0,0	0,7	0,0	0,0	0,0
Balons Kaulbarsch	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2
Gründling	0,0	0,0	0,0	1,5	12,3	0,9	0,0	0,0
Gobio sp.	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Kesslers Grundel	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,6
Nerfling	0,0	0,4	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0
Schied	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	0,4	0,0	0,2
Güster	0,0	0,4	0,0	2,5	0,5	0,2	5,6	1,8
Brachse/Güster	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0
Quappe	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0
Aitel	0,0	1,1	0,5	3,5	7,4	3,2	1,8	0,0
Hecht	0,0	1,5	0,0	0,0	0,5	1,0	0,8	0,0
Rotauge	14,3	19,9	17,8	32,5	16,6	23,7	17,0	13,5
Laube	0,8	0,0	1,5	12,5	7,1	5,4	13,0	1,7
Brachse	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5	0,0	0,2	0,0
Giebel	0,0	0,0	0,0	1,0	0,1	0,0	0,7	2,1
Flußbarsch	17,3	5,6	5,4	8,5	1,7	8,0	3,1	2,8
Zander	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0
Mar. Grundel	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0
Kaulbarsch	0,0	0,0	0,0	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Karpfen	0,0	0,0	0,5	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0
Rotfeder	0,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Bitterling	2,3	0,4	0,0	0,0	2,0	1,0	3,0	0,6
Schleie	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,2
Wels	0,0	0,0	0,0	0,5	0,0	0,3	0,5	0,0
Tolstolob	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Summe	35,3	29,3	26,8	63,5	53,5	44,9	46,4	23,7
Diversität	1,52	1,48	1,52	2,13	2,90	2,19	2,53	2,13
Evenness	0,66	0,53	0,54	0,67	0,67	0,61	0,68	0,64
Taxazahl	5	7	7	9	20	12	13	10
% rheophil a	0,0	0,0	3,7	2,4	30,7	3,6	0,6	3,3
% rheophil b	0,0	6,4	1,9	9,4	15,7	8,9	16,0	8,2
% euytop	91,5	92,3	94,4	87,4	49,9	84,7	75,5	85,2
% stagnophil	1,5	1,3	0,0	0,8	3,7	2,8	7,9	3,3

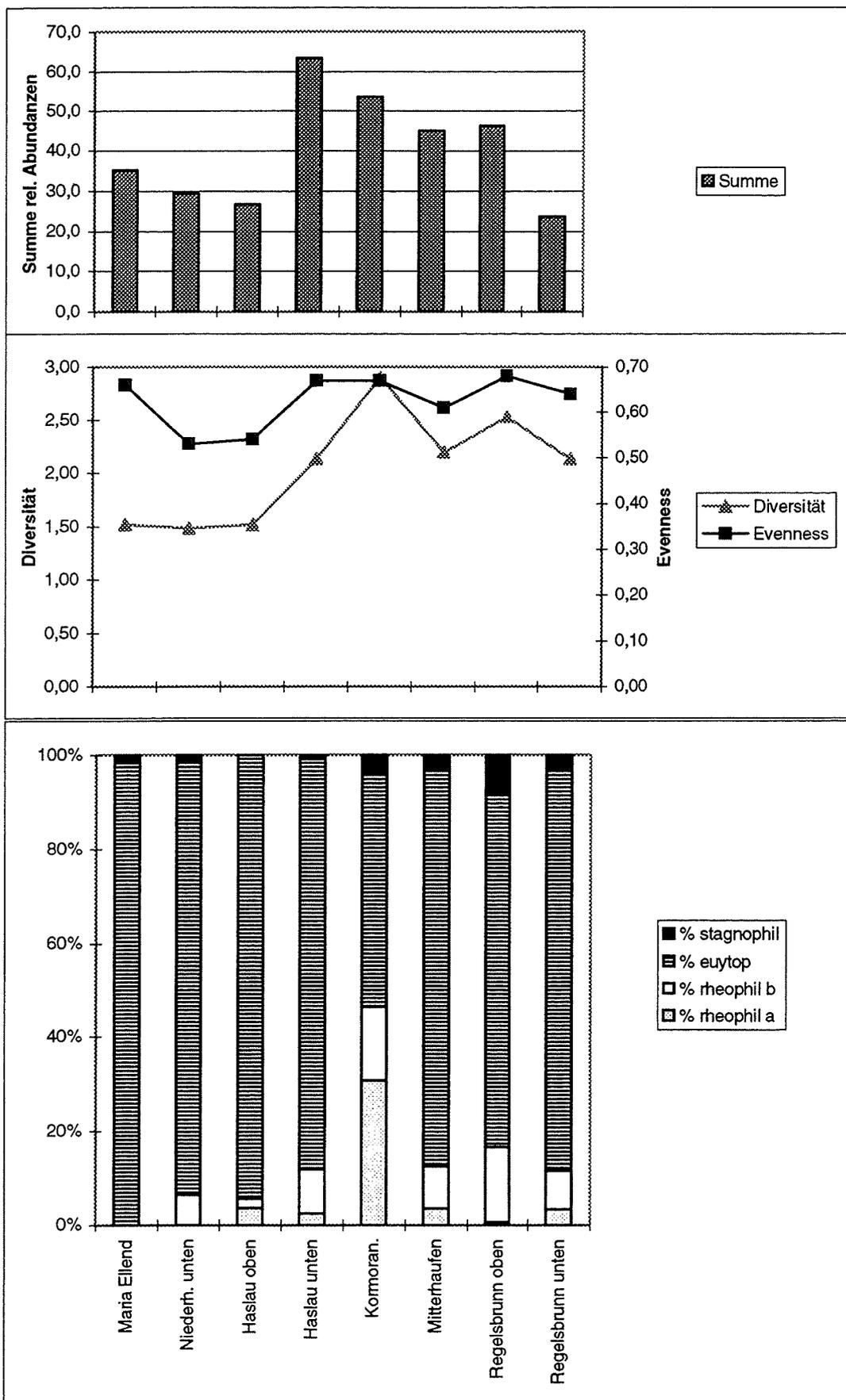


Abbildung 5: Gesamtabundanz, Artenvielfalt und Prozenanteil ökologischer Gruppen im Längsverlauf: August, > 1+ Fische

Die übrigen Standorte unterhalb der Haslauer Traverse unterscheiden sich nicht wesentlich in Hinblick auf ihren Anteil Rheophiler. Die stagnophilen Arten wiesen ebenfalls unterhalb der Haslauer Traverse und am Standort Maria Ellend höhere relative Abundanzen auf. Die Rotfeder allerdings war im Hauptarm auf den Bereich Maria Ellend oberhalb beschränkt. Dies steht im Gegensatz zu den Aprilbefischungen, bei denen die Rotfeder auch im Bereich Haslau unten und Mitterhaufen unten festgestellt worden waren. Bei der Schleie dagegen bestätigte sich, daß diese stagnophile Art vor allem im unteren Altarmbereich auftritt.

Im Gegensatz zum April konnten keine drastischen Unterschiede in den mittleren relativen Abundanzen pro Standort festgestellt werden. Das Rotauge dominierte an allen Standorten, oberhalb der Haslauer Traverse gemeinsam mit dem Flußbarsch. Unterhalb der Haslauer Traverse kamen je nach Standort unterschiedliche Fischarten (Aitel, *Leuciscus cephalus*; Laube, Güster, *Blicca björkna* und - am Kormoranhaufen - Gründling, *Gobio gobio*) dazu.

Trotz der geringeren Unterschiede in den Gesamtabundanzen zeigten sich bei mehreren Arten signifikante Abundanzunterschiede. Bei den Rheophilen wiesen Barbe und Weißflossengründling signifikant höhere relative Abundanzen am Kormoranhaufen auf, als an den meisten anderen Standorten (Tab. 6). Nur für Nase und Güster konnten keine signifikanten Unterschiede festgestellt werden.

2.4.2.2. Mikrohabitatwahl

Wie im April wurde eine Analyse der Mikrohabitatwahl durchgeführt, bei der ebenfalls Erreichbarkeit der Probestelle, Vorhandensein von Kolken und Mündungen als Faktoren herangezogen wurden (siehe Aprilbefischung, Tab. 7a). Von den 17 untersuchten Arten wiesen 5 klare Zusammenhänge von Mikrohabitatparameter und Abundanz auf: im Gegensatz zum April überwog der Einfluß der Erreichbarkeit, der bei Weißflossengründling, Laube, Flußbarsch und Giebel sehr niedrige p-Werte (= niedrige Irrtumswahrscheinlichkeit) aufwies, beim Aitel lagen die p-Werte immerhin noch unter 0,10 (10% Irrtumswahrscheinlichkeit). Bei den Bitterlingen zeigte sich ein Effekt von Kolken auf die Abundanz, beim Giebel wiesen alle Umweltparameter und beinahe alle ihre Wechselwirkungen deutliche Einflüsse auf die Abundanz auf.

Bei der makrohabitatkorrigierten Analyse verlor der Faktor Erreichbarkeit seine Bedeutung für die Abundanzen (Tab 7b). Dies ist wahrscheinlich auch darauf zurückzuführen, daß sich dieser Faktor nicht stark vom Faktor Standort unterscheidet. Die Bedeutung der Kolke für die Bitterlinge und aller Faktoren für den Giebel blieb erhalten. Zusätzlich zeigten sich Hinweise auf einen Einfluß von Mündungen auf das Auftreten von Nasen, ebenso auf Wechselwirkungseffekte aller drei Umweltfaktoren auf Weißflossengründling, Güster und Bitterling.

Tabelle 6: Statistische Absicherung der Abundanzunterschiede zwischen den Standorten: Kruskal-Wallis Test und anschließender Permutationstest

August

	K-W	Permutationstest
0+ Fische		
Hecht	n.s.	
Rotauge	**	Reg o > M Ell, Nied u, Has o, Has u, Kor, Mit, Reg u
Brachse	*	Reg o > M Ell, Nied u, (Has o), Has u, Kor, Reg u
1+ Fische		
Rotauge	***	M Ell, Reg o > Nied u, Has o, Has u, Kor, Mit
Laube	n.s.	
Brachse	n.s.	
Flußbarsch	n.s.	
Zander	n.s.	
Bitterling	**	M Ell, Kor > Nied u, Has o, Has u, Mit, Reg o, Reg u Nied u > Reg u
> 1+ Fische		
Nase	n.s.	
Barbe	*	Kor > M Ell, Nied u, Reg o, Reg u
Wfl.gründling	***	Kor > M Ell, Nied u, Has o, Mit, Reg o, Reg u
Güster	n.s.	
Aitel	**	Kor > M Ell, Nied u, Has o, Has u, (Mit), Reg o, Reg u
Hecht	n.s.	
Rotauge	n.s.	
Laube	***	Has u, Kor, Reg o > M Ell, Nied u, Reg u
Giebel	n.s.	
Flußbarsch	*	M Ell > Kor, Reg o, Reg u Nied u > Reg u
Bitterling	*	Kor > Nied u, Has o, Has u, (Mit), Reg u
K-W	Kruskal-Wallis Test	
*	p < 0,05	
**	p < 0,01	
***	p < 0,001	

Permutationstest: auf dem 5%-Niveau signifikant unterschiedlich besiedelte Standorte dargestellt (Standort) auf dem 10%-Niveau signifikant unterschiedliche Standorte

Standortsabkürzungen siehe Tabelle 3

Tabelle 7a: Einfluß von Umweltfaktoren auf die relativen Abundanzen verschiedener Arten im August: Irrtumswahrscheinlichkeit (p-Werte).
Es wurden nur Arten und Größenklassen analysiert, die in mehr als 3 Proben vorkamen.

	Haupteffekte	Kolk	Mündung	Erreichbarkeit	Wechselw. 2. Ordnung	Kolk x Mündung	Erreichbk. x Kolk	Erreichbk. x Mündung	Wechselw. 3. Ordnung	Erreichbk. x Münd. x Kolk	Gesamt	Haupteffekte	Kolk	Mündung	Erreichbarkeit	Wechselw. 2. Ordnung	Kolk x Mündung	Erreichbk. x Kolk	Erreichbk. x Mündung	Wechselw. 3. Ordnung	Erreichbk. x Münd. x Kolk	Gesamt	
	>1+											1+											
Nase	0,41	0,72	0,23	0,45	0,46	0,97	0,33	0,59	0,14	0,14	0,22												
Barbe	0,89	0,74	0,71	0,68	0,42	0,68	0,35	0,41	0,19	0,19	0,19												
Rußnase	0,54	0,71	0,84	0,35	0,28	0,24	0,30	0,23	0,81	0,81	0,52												
Wfl.gründling	0,00	0,16	0,34	0,00	0,42	0,15	0,13	0,43	0,11	0,11	0,01												
Gründling	0,54	0,92	0,96	0,28	1,00	0,50	0,99	0,93	0,47	0,47	0,32												
Schied	0,92	0,38	0,96	0,91	0,94	0,96	0,91	0,72	0,72	0,72	0,94												
Güster	0,23	0,11	0,13	0,36	0,21	0,90	0,05	0,74	0,14	0,14	0,22												
Aitel	0,15	0,22	0,99	0,07	0,26	0,45	0,88	0,06	0,22	0,22	0,00												
Hecht	0,67	0,92	0,74	0,37	0,68	0,80	0,95	0,23	0,99	0,99	0,83												
Rotauge	0,89	0,81	0,33	0,80	0,49	0,38	0,50	0,72	0,28	0,28	0,77	0,07	0,02	0,86	0,17	0,35	0,76	0,11	0,89	0,85	0,85	0,10	
Laube	0,00	0,25	0,36	0,00	0,34	0,46	0,14	0,42	0,93	0,93	0,01	0,05	0,21	0,25	0,03	0,34	0,23	0,13	0,56	0,07	0,07	0,19	
Brachse												0,99	0,83	0,83	0,96	0,99	0,60	0,97	0,97	0,96	0,96	0,98	
Giebel	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,03	0,00	0,11	0,02	0,02	0,00												
Flußbarsch	0,01	0,57	0,18	0,01	0,45	0,22	0,75	0,54	0,79	0,79	0,24	0,90	0,90	0,97	0,70	0,85	0,44	0,95	0,60	0,84	0,84	0,96	
Zander												0,08	0,86	0,40	0,02	0,89	0,17	0,91	0,74	0,06	0,06	0,50	
Kaulbarsch												0,99	0,84	0,84	0,95	0,98	0,57	0,97	0,97	0,95	0,95	0,98	
Bitterling	0,05	0,02	0,59	0,33	0,06	0,58	0,07	0,19	0,19	0,19	0,06	0,43	0,32	0,32	0,51	0,45	0,18	0,51	0,51	0,51	0,51	0,15	

Tabelle 7b: Makrohabitatkorrigierter Einfluß von Umweltfaktoren auf die relativen Abundanzen verschiedener Arten im August: Irrtumswahrscheinlichkeit (p-Werte).
Es wurden nur Arten und Größenklassen analysiert, die in mehr als 3 Proben vorkamen.

	Haupteffekte	Kolk	Mündung	Erreichbarkeit	Wechselw. 2. Ordnung	Kolk x Mündung	Erreichbk. x Kolk	Erreichbk. x Mündung	Wechselw. 3. Ordnung	Erreichbk. x Kolk x Mündung	gesamt	Haupteffekte	Kolk	Mündung	Erreichbarkeit	Wechselw. 2. Ordnung	Kolk x Mündung	Erreichbk. x Kolk	Erreichbk. x Mündung	Wechselw. 3. Ordnung	Erreichbk. x Kolk x Mündung	gesamt	
Nase	0,48	0,57	0,10	0,52	0,35	0,69	0,43	0,38	0,11	0,11	0,34												
Barbe	0,78	0,99	0,28	0,63	0,58	0,99	0,49	0,48	0,16	0,16	0,44												
Rußnase	0,97	0,73	0,53	0,92	0,99	0,76	0,96	0,90	0,98	0,98	1,00												
Weißflossengründling	0,42	0,22	0,53	0,26	0,57	0,13	0,22	0,76	0,09	0,09	0,59												
Gründling	0,95	0,90	0,74	0,76	0,99	0,38	0,98	0,93	0,41	0,41	1,00												
Schied	0,91	0,25	0,63	0,97	0,95	0,89	0,89	0,80	0,62	0,62	0,92												
Güster	0,80	0,18	0,47	0,89	0,25	0,58	0,05	0,99	0,05	0,05	0,42												
Aitel	0,60	0,38	0,82	0,52	0,47	0,35	0,93	0,16	0,18	0,18	0,39												
Hecht	0,94	0,77	0,81	0,78	0,91	0,72	0,95	0,52	0,87	0,87	1,00												
Rotauge	0,93	0,84	0,36	0,85	0,49	0,39	0,45	0,76	0,30	0,30	0,88	0,14	0,02	0,41	0,49	0,10	0,81	0,04	0,45	0,32	0,32	0,22	
Laube	0,93	0,41	0,60	0,88	0,30	0,52	0,07	0,68	0,99	0,99	0,80	0,74	0,23	0,44	0,75	0,49	0,15	0,22	0,89	0,02	0,02	0,54	
Brachse												0,91	0,95	0,47	0,73	0,90	0,72	1,00	0,54	0,97	0,97	1,00	
Giebel	0,00	0,00	0,02	0,47	0,00	0,01	0,00	0,18	0,01	0,01	0,00												
Flußbarsch	0,59	0,49	0,38	0,50	0,33	0,20	0,70	0,51	0,87	0,87	0,85	0,98	0,87	0,83	0,93	0,85	0,50	0,90	0,61	0,92	0,92	1,00	
Zander												0,55	0,89	0,30	0,29	0,85	0,14	0,99	0,78	0,08	0,08	0,77	
Kaulbarsch	0,97	0,90	0,54	0,98	0,96	0,82	1,00	0,77	0,98	0,98	1,00	0,984	0,79	0,84	0,89	0,98	0,55	0,98	0,92	0,94	0,94	1,00	
Bitterling	0,17	0,01	0,56	0,89	0,13	0,68	0,13	0,36	0,09	0,09	0,28	0,76	0,28	0,83	0,73	0,75	0,16	0,64	0,97	0,55	0,55	0,61	

2.4.2.3. 1+ Fische

Im Gegensatz zu den größeren Fischen wiesen die 1+ Fische ein deutliches Maximum ihrer relativen Abundanz auf. Allerdings nicht am Kormoranhaufen, wie im April, sondern am Standort Regelsbrunn oben. Wohl aufgrund der Methodik wurden wesentlich weniger Arten als 1+ Fische nachgewiesen: es fehlten einerseits vor allem um Arten, von denen auch nur wenige größere Fische nachgewiesen wurden (z.B. Hasel, Quappe), andererseits konnte auch keine Güster und kein Giebel nachgewiesen werden, die relativ häufig bzw. konstant als > 1+ Fische auftraten. Dagegen konnten mehr 1+ als >1+ Zander nachgewiesen werden (Tab. 8).

Die hohen relativen Abundanzen an der Stelle Regelsbrunn oben, aber auch Maria Ellend wurden vor allem von den Rotaugen gestellt, was auch zu einem hochsignifikanten Unterschied zwischen diesen beiden Standorten und den anderen Standorten führte (Tab. 6). Die Bitterlinge wiesen in Maria Ellend und am Kormoranhaufen signifikant höhere Dichten auf als an den anderen Stellen. Laube, Brachse, Flußbarsch und Zander wiesen keine signifikanten Dichteunterschiede auf.

Der prozentuelle Anteil der unterschiedlichen ökologischen Gruppen an den verschiedenen Altarmabschnitten folgte dem bereits bei den >1+ Fischen beschriebenen Muster (Abb. 6): der Anteil der Eurytopen war oberhalb der Haslauer Traverse noch größer, die Diversitätsunterschiede waren bei den 1+ Fischen deutlicher ausgeprägt als bei den >1+ Fischen.

2.4.2.3.1. Mikrohabitatwahl

An 7 Arten wurden Mikrohabitatanalysen durchgeführt. Beim Bitterling und beim Flußbarsch konnten - im Gegensatz zu deren >1+ Fischen - keine Zusammenhänge zwischen Habitatparameter und Abundanz festgestellt werden. Bei der Laube ähnelten sich die Mikrohabitatanalysen beider Größenklassen: die Erreichbarkeit war auch bei den 1+ Fischen ein wichtiger Faktor, zusätzlich fanden sich bei dieser Größenklasse auch Hinweise auf einen Einfluß von Wechselwirkungen zwischen allen drei Umweltfaktoren. Beim Rotauge wiesen die 1+ Fische eine klare Abhängigkeit vom Vorhandensein von Kolken auf, was bei den größeren Tieren nicht nachgewiesen werden konnte. Beim juvenilen Zander konnte ein Einfluß der

Tabelle 8: Mittlere relative Abundanzen, Artenvielfalt und Prozenanteil ökologischer Gruppen im Längsverlauf: August, 1+ Fische

	Maria Ellend	Niederh. unten	Haslau oben	Haslau unten	Kormoran.	Mitterhaufen	Regelsbrunn oben	Regelsbrunn unten
Nase	0,0	0,0	0,0	0,0	0,7	0,0	0,0	0,2
Barbe	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4	0,0	0,0	0,0
Hasel	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Rußnase	0,0	0,0	0,0	1,0	0,1	0,3	0,0	0,0
Wfl.gründling	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0
Balons Kaulbarsch	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Gründling	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	0,6	0,0
Gobio sp.	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Kesslers Grundel	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Nerfling	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Schied	0,0	0,0	0,0	0,5	0,0	0,7	0,0	0,6
Güster	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Brachse/Güster	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	0,0	0,5	0,0
Quappe	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Aitel	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0
Hecht	0,0	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Rotauge	6,0	0,0	0,0	0,0	1,0	0,6	12,5	3,0
Laube	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	0,3	1,5	0,0
Brachse	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	1,4	0,0
Giebel	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Flußbarsch	3,0	0,8	0,5	0,0	0,2	0,7	1,4	0,5
Zander	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	0,0	0,2	0,0
Mar. Grundel	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,3
Kaulbarsch	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,3	0,5	0,0
Karpfen	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Rotfeder	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Bitterling	1,5	0,0	0,0	0,0	0,5	0,0	0,0	0,0
Schleie	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Wels	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Tolstolob	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Summe	10,5	1,1	0,5	1,5	4,8	2,9	18,6	4,5
Diversität	0,92	0,53	0,00	0,53	3,13	2,00	1,36	1,16
Evenness	0,58	0,53		0,53	0,80	0,77	0,45	0,50
Taxazahl	3	2	1	2	15	6	8	5
% rheophil a	0,0	0,0	0,0	66,7	31,9	11,4	3,0	4,3
% rheophil b	0,0	0,0	0,0	33,3	8,3	22,7	2,6	12,1
% euytop	85,7	100,0	100,0	0,0	49,3	65,9	94,5	83,6
% stagnophil	14,3	0,0	0,0	0,0	10,5	0,0	0,0	0,0

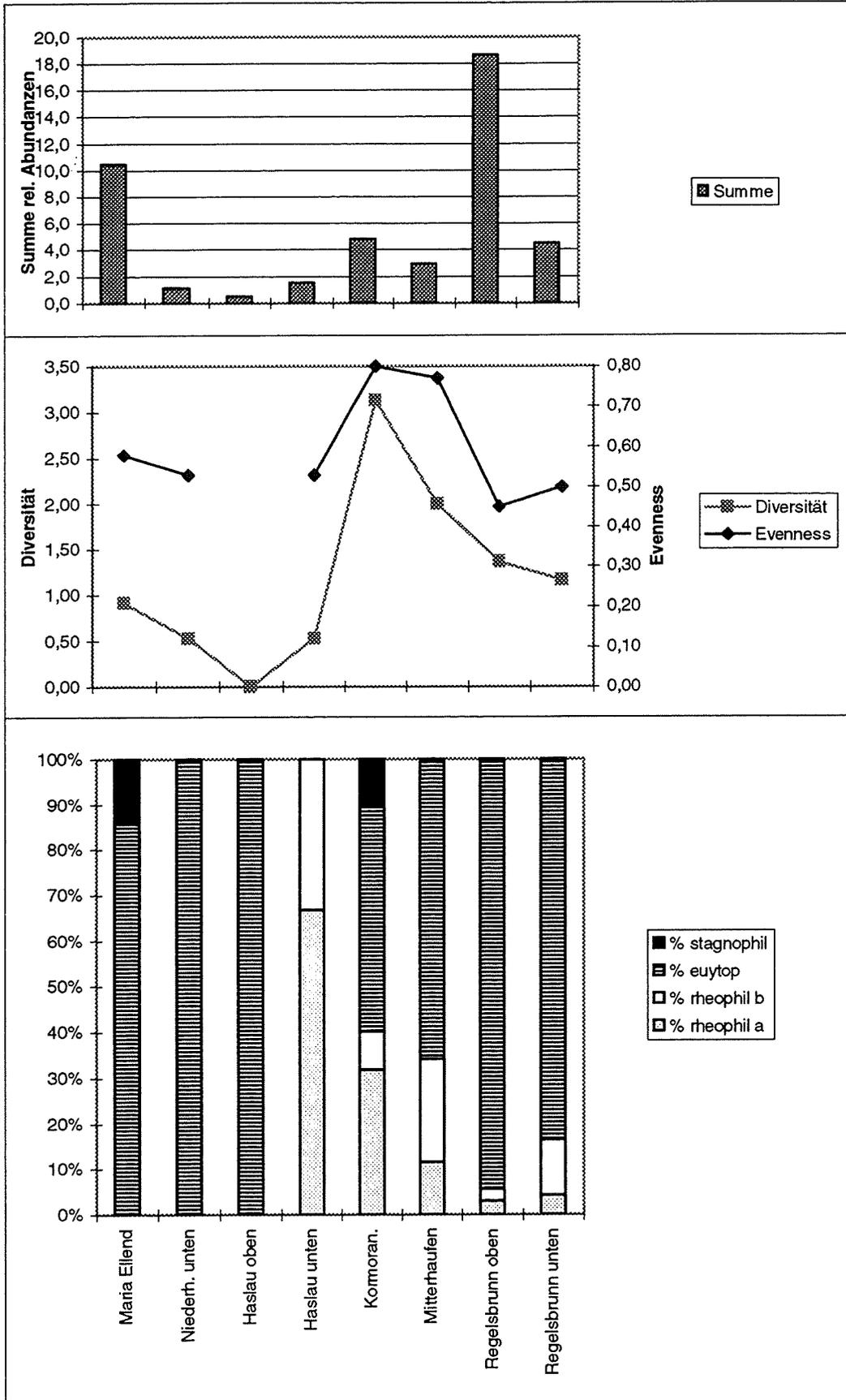


Abbildung 6: Gesamtabundanz, Artenvielfalt und Prozenanteil ökologischer Gruppen im Längsverlauf: August, 1+ Fische

Erreichbarkeit, aber auch ein Wechselwirkungseffekt zwischen allen 3 Faktoren festgestellt werden. Bei der makrohabitatkorrigierten Analyse war der Einfluß des Faktors Erreichbarkeit nicht mehr nachweisbar, die Bedeutung der anderen Faktoren und Wechselwirkungen blieb annähernd gleich (Tab. 7 b).

2.5. Vergleich der Befischungstermine

Während im April ein extrem geklumpertes Auftreten der Fische (Konzentration im Bereich Kormoranhaufen) auffiel, waren im August bei den größeren Fische nur mehr geringe Unterschiede in den relativen Abundanzen festzustellen. Von den vier Befischungsstandorten, die an beiden Terminen untersucht wurden, wies der Bereich unterhalb der Regelsbrunner Traverse die deutlichsten Unterschiede in der Diversität und Artenzusammensetzung zwischen April und August auf. Während im April bei offener Verbindung mit dem Hauptarm diesem Bereich keine größere Bedeutung als Lebensraum für Rheophile zukam und auch die Diversitätswerte gering waren, zeigte sich im August die Wichtigkeit diese Bereiches durch das Auftreten des Balonkaulbarsches und der Kesslergrundel und die höheren Diversitätswerte.

Bei Mikro- und Makrohabitanalyse fällt auf, daß im April bei hohem Wasserstand und starker interner Vernetzung des Altarms weder das Vorhandensein von Kolken noch die Erreichbarkeit des Probenpunktes von der Donau für die relativen Abundanzen wichtig war, wohl aber bei zwei Arten das Vorhandensein von Altarmmündungen. Im August dagegen dominierte der Einfluß von Erreichbarkeit und Vorhandensein von Kolken. Im August waren die Wasserstände in der Au wesentlich niedriger. Bei manchen Arten kamen erst unter diesen Bedingungen die entsprechenden Habitatpräferenzen zum Tragen. Interessant erscheint auch die geringe Übereinstimmung der Habitatpräferenzen innerhalb der Arten zwischen den beiden untersuchten Größenklassen. Dies weist auf Verschiebungen der Habitatpräferenzen in der Entwicklung auch nach dem 1. Lebensjahr hin.

3. Fischökologische Veränderungen

3.1. Vernetzung Donau-Altarm

Aus den Jahren 1990, 1991 und 1994 liegen Befischungsergebnisse anderer Autoren vor (SPINDLER, 1991 und 1993, KECKEIS et al., unpublizierte Daten). Die Jahre 1990 und 1991 waren durch eine starke Vernetzung von Donau und Au gekennzeichnet, während im Herbst 1994 (Untersuchung KECKEIS et al.) eine extreme Niederwassersituation zu verzeichnen war. Betrachtet man die langjährigen Trends der Donauegel, so fallen deutliche Veränderungen in den letzten 20 Jahren auf. Abb. 7 bringt einen Vergleich der saisonalen Verteilung und

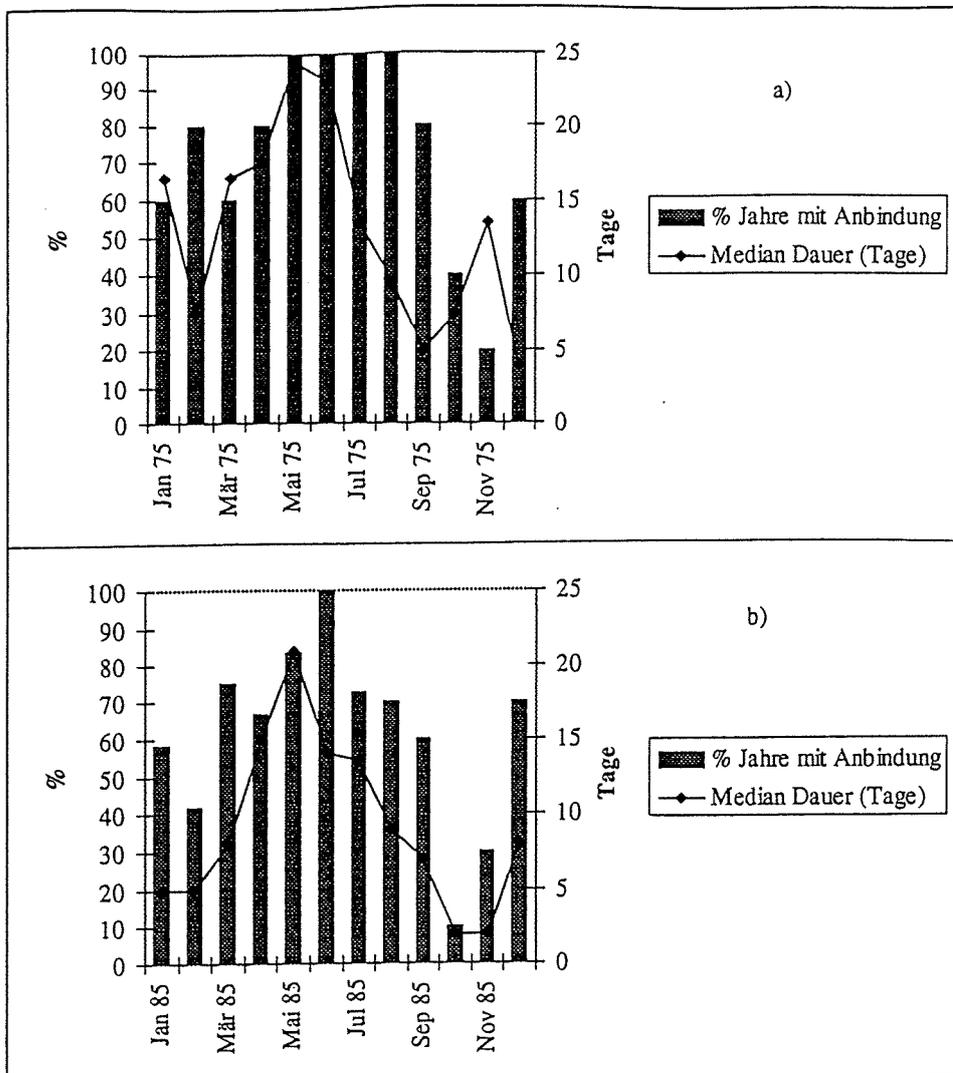


Abbildung 7: Vernetzung Donau-Altarm im Laufe der letzten 20 Jahre

a) 1975-1984

b) 1985-1996

a) beinhaltet die Daten von 10 Jahren, bei b) wurde aufgrund fehlender Werte für Jänner bis inkl. Juni 12, für Juli und August 11 und ab September 10 Jahre berücksichtigt.

mittleren Dauer der Vernetzung im Zeitraum 1975 bis 1984 sowie 1985 bis 1996. Die langandauernden Anbindungen treten im Frühsommer auf. Auffällig erscheint, daß in den Jahre 1975-1984 die Monate Mai bis August jeweils mindestens ein Anbindungsereignis aufwiesen, dies ab 1986 jedoch nur mehr für den Juni zutrifft. Die Häufigkeit der Sommeranbindung ließ in den letzten Jahren stark nach. Die für die Nutzung des Altarms als Winterzustand wichtigen spätherbstlichen Anbindungsphasen sind im gesamten Zeitraum meist auf wenige Tage beschränkt und treten nicht jedes Jahr auf. Für die Fische ergeben sich folgende Konsequenzen:

- Laichwanderungen im Frühling waren während der meisten Jahre möglich, können aber nicht mit 100%-iger Sicherheit erwartet werden. Dies zwingt die relativ frühlaichenden Arten, ihr Laichverhalten den hydrologischen Gegebenheiten anpassen.
- Die sommerliche Migration (rheophile 0+-Fischen, nahrungsbedingte Einwanderung Adulter) war früher jedes Jahr möglich. Während der letzten Jahre haben sich allerdings sowohl die Wahrscheinlichkeit des Auftretens als auch die mittlere Dauer der Anbindungen verringert.
- Im Spätherbst bestehen seit mehr als 20 Jahren mit hoher Wahrscheinlichkeit Migrationsmöglichkeiten, die auf wenige Tage beschränkt sind. Da Winterhochwässer ein wichtiger Mortalitätsfaktor für Jungfische sein können (FREYHOF, pers. Mitt.), könnte die hydrologische Situation des Spätherbstes und anschließenden Winters wesentlich die Jahrgangstärke beeinflussen.

3.2. Artenspektrum im zeitlichen Verlauf

Bei Vergleich der 1990 bis 1994 festgestellten Arten mit der vorliegenden Studie fällt auf, daß zwei als rheophil b eingestufte Arten (*Zope*, *Abramis ballerus* und Zobel, *Abramis sapa*) bis 1994 im Altarm festgestellt werden konnte, im August 1996 jedoch nicht mehr gefangen wurden (Tab. 1). Wahrscheinlich ist dies mit der geringen sommerlichen Anbindung im Jahr 1996 zu erklären. Auch die eurytopen bzw. stagnophile Arten Wolgazander (*Stizostedion volgensis*), Karausche (*Carassius carassius*) und Aal (*Anguilla anguilla*) traten auch in den vorangehenden Untersuchungen nur vereinzelt auf, sodaß ihr Fehlen im Jahr 1996 als Zufall angesehen werden kann. Zwei in den Jahren 1994 bis 1996 bei mehreren eigenen Befischungen

festgestellte Arten (Balons Kaulbarsch, *Gymnocephalus baloni* und Kesslers Grundel, *Neogobius kessleri*) könnten als stark bodenorientierte Fische bei den vorangehenden Elektrofischungen aufgrund methodischer Schwierigkeiten übersehen worden sein. Wahrscheinlicher ist aber eine tatsächliche Zunahme der Individuenzahlen beider Arten im Altarmsystem.

Tabelle 9: Mittlere relative Abundanzen im Längsverlauf: Zusammenfassung von 4 Befischungsserien
Inkludierte Befischungsserien: SPINDLER 1991 & 1993, KECKEIS 1994, April & August 1996

	Maia Ellend	Niederh. unten	Haslau oben	Haslau unten	Komoranhaufen	Mitterhaufen	Regelsbrunn oben	Regelsbrunn unten
Anzahl Proben	4	11	6	35	18	20	12	50
Anzahl Termine	1	2	2	7	4	4	3	7
Nase	0,0	0,0	1,0	1,2	1,2	0,4	0,0	0,3
Barbe	0,0	0,0	0,7	0,2	1,2	0,7	0,0	0,2
Hasel	0,0	3,0	0,0	0,5	1,3	0,0	0,0	0,0
Rußnase	0,0	3,0	0,0	0,7	11,4	0,9	0,3	0,2
Wfl.gründling	0,0	0,0	0,0	0,1	0,8	0,0	0,0	0,1
Bachschmerle	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Schrätzer	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Balons Kaulbarsch	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1
Gründling	0,0	0,0	0,0	0,5	8,4	1,2	0,6	0,7
Gobio sp.	0,0	0,0	0,0	0,1	0,4	0,0	0,0	0,0
Kesslers Grundel	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2
Nerfling	0,0	4,3	0,0	0,1	0,1	0,2	0,7	0,1
Schied	0,0	0,0	0,0	0,5	0,3	0,9	0,0	0,2
Güster	0,0	6,3	0,0	5,2	1,0	0,7	5,1	2,0
Zope	0,0	0,0	0,1	0,7	0,0	1,0	0,4	1,7
Zobel	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0
Quappe	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0
Aitel	0,0	17,4	1,2	2,6	8,2	2,7	4,1	0,7
Hecht	0,0	21,6	0,7	0,6	2,5	3,0	1,9	0,8
Rotauge	21,3	259,9	24,5	16,3	51,2	18,6	25,9	9,5
Laube	1,0	4,5	9,8	10,5	10,1	4,9	15,2	10,2
Brachse	0,0	3,3	0,8	3,0	1,6	6,6	7,2	3,4
Brachse/Güster	0,0	0,0	0,0	0,2	1,2	0,0	1,9	0,0
Giebel	0,0	2,3	0,0	0,9	0,9	3,6	2,9	0,9
Flußbarsch	21,3	54,9	6,2	2,2	2,8	5,6	6,0	1,6
Zander	0,0	0,0	0,0	0,6	0,4	0,2	0,5	0,1
Wolgazander	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0
Mar. Grundel	0,0	0,6	1,6	0,0	0,3	0,1	0,3	0,1
Kaulbarsch	0,0	0,0	0,0	0,4	0,2	0,2	0,6	0,0
Karpfen	0,0	0,2	0,7	0,2	0,2	0,2	0,6	0,1
Aal	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Karausche	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Rotfeder	1,0	2,3	0,0	0,2	0,1	0,1	0,0	0,0
Bitterling	4,3	4,7	0,0	0,3	16,6	0,7	2,6	0,2
Schleie	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	0,3
Wels	0,0	0,0	0,0	0,5	0,1	0,2	0,6	0,0
Tolstolob	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,2	0,1
Summe	48,8	388,6	47,4	48,3	122,4	53,1	78,1	33,6
Diversität	1,58	1,82	2,17	3,17	2,96	3,25	3,17	3,05
Evenness	0,68	0,45	0,54	0,65	0,63	0,68	0,67	0,62
Taxazahl	5	17	16	30	26	28	26	30
% rheo a	0,0	1,5	3,6	6,8	20,1	5,9	1,2	5,0
% rheo b	0,0	2,8	0,3	13,6	1,2	5,8	8,0	12,0
% eurytop	89,2	93,9	96,1	77,7	64,9	86,1	86,0	81,4
% stagno	10,8	1,8	0,0	1,9	13,8	2,2	4,8	1,7

3.3. Artenvielfalt und räumlich zeitliche Konstanz

Die relativen Abundanzwerte (Tab. 9) machen deutlich, daß zahlenmäßig im ganzen Längsverlauf die euryöken Arten dominieren. Oberhalb der Haslauer Traverse traten die Rheophilen nur in geringen Prozentzahlen auf, darunter steigt ihr Anteil auf bis zu 21% an, variiert aber mit den Altarmabschnitten. Die Diversität (Artenvielfalt, gemessen am Shannon-Wiener Index) nimmt im Längsverlauf stark zu, die Position der Probestelle erklärt über 70 % der Variabilität der Diversität (r^2 , Abb. 8).

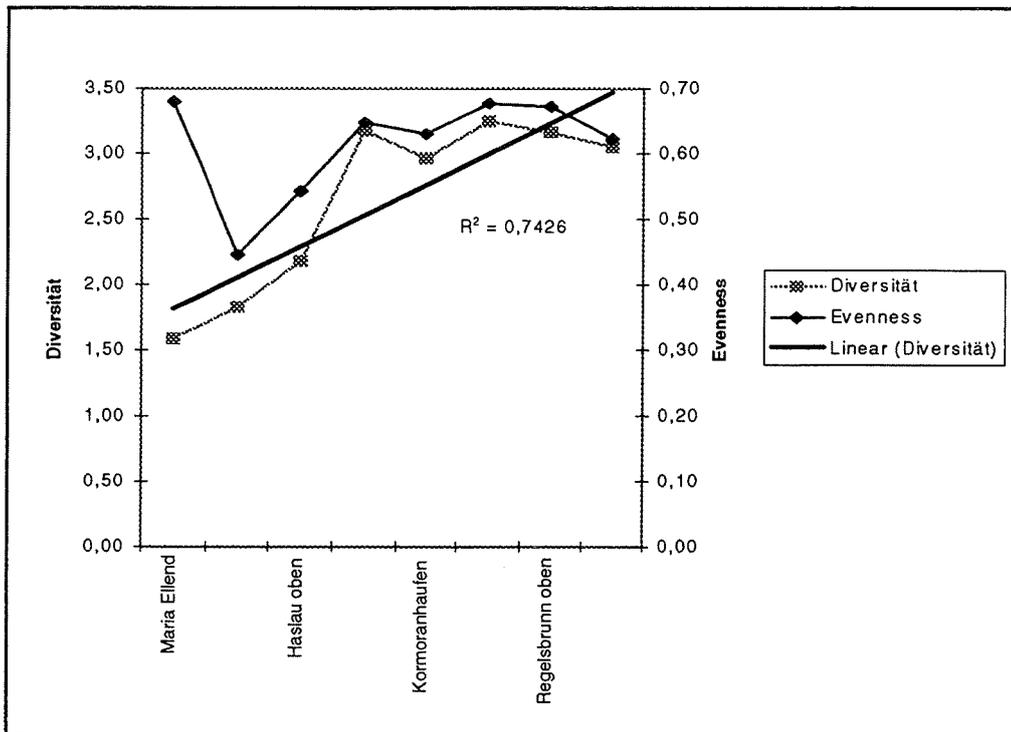


Abbildung 8: Artenvielfalt im Längsverlauf: Mittlere Werte aus 4 Befischungsserien. Befischungsserien siehe Tab. 9

Um die räumlich-zeitliche Dynamik der Artenvielfalt zu erhalten, wurden für 3 großräumigere Befischungen theoretische maximale, für eine Befischung die tatsächliche Artenzahlen pro Probetermin und Altarmabschnitt errechnet (Abb. 9). An drei Terminen bestätigt sich der generelle Trend: Artenzahlen nehmen mit der Distanz von der Altarmmündung ab. Im Oktober 1994 dagegen wurden ober - und unterhalb der Regelsbrunner Traverse nur geringe Artenzahlen festgestellt, was zu einer Abnahme der Artenzahlen Richtung Altarmmündung führte. Im unteren Altarmabschnitt variieren die maximalen Artenzahlen deutlich zwischen den Terminen. Besonders zwischen Haslau unterhalb und Komoranhaufen sowie Mitterhaufen unterhalb und Regelsbrunn oberhalb kommt es zu deutlichen Verschiebungen der Maxima.

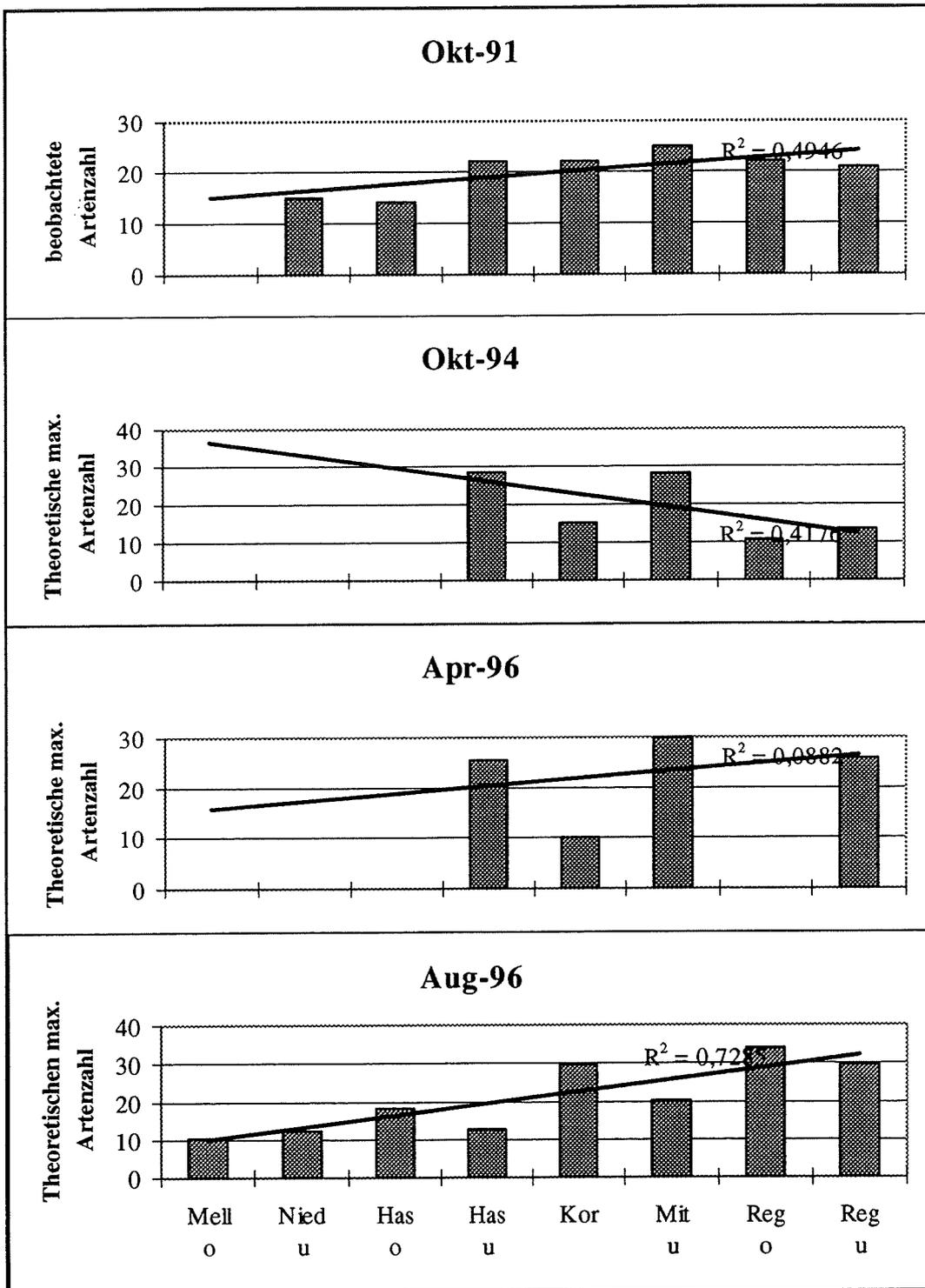


Abbildung 9: Räumlich-zeitliche Veränderungen der Artenzahlen im Längsverlauf
Befischungsserien siehe Tab. 9

Diese Bereiche weisen jeweils deutlich unterschiedliche ökologische Charakteristika auf, sind aber nicht durch Traversen getrennt. Wanderungen von Arten zwischen diesen Standorten sind nur bei Niedrigwasser zwischen Haslau unterhalb und dem Kormoranhaufen unterbunden. Die

Artenzahlen für die Bereiche oberhalb der Haslauer Traverse zwischen den beiden Befischungsterminen (Oktober 1990 und August 1996) bleiben bemerkenswert ähnlich, obwohl unterschiedlich befischt wurde. Die Isolation der Abschnitte bei Wasserständen unterhalb der Hochwasserlinie verhindert Artenverschiebungen weitgehend.

Welche Arten sind für die Verschiebungen der Artenzahlenmaxima verantwortlich? Die einzelnen Fischarten unterscheiden sich deutlich in der räumlichen und zeitlichen Konstanz ihres Auftretens. Unter Konstanz versteht man die Regelmäßigkeit, mit der eine Art in den Proben auftritt. Manche Arten machen nur einen verschwindenden Bruchteil der Gesamtabundanz aus, treten aber in vielen Proben als Einzelexemplare auf. Die Analyse der 4 Befischungstermine, an denen mehrere Altarmabschnitte beprobt wurden, zeigte folgende zeitliche Muster:

- regelmäßig auftretende Arten, die zu allen Terminen an mindestens der Hälfte der Probestellen gefangen wurden
- stark schwankende Arten, die an manchen Terminen überhaupt nicht, an anderen bei fast allen Abschnitten angetroffen wurden
- Arten, die im Oktober 1990 und 1994 wesentlich konstanter auftraten bzw. 1996 ganz fehlten (Zope, Zobel, Wolgazander)
- Arten, die 1996 neu bzw. in wesentlich größerer Konstanz als an den Oktoberterminen auftraten.

Bei der räumlichen Konstanz wurde unterschieden zwischen:

- Arten, die an allen Standorten an mindestens der Hälfte der Termine auftraten (hohe Konstanz)
- Arten, die überall, aber höchstens an zwei Terminen auftraten (niedrige Konstanz)
- auf einzelne Altarmabschnitte beschränkte bzw. dort wesentlich konstanter auftretende Arten an einzelnen Altarmabschnitten fehlende bzw. selten auftretende Arten.

Die räumlichen und zeitlichen Konstanzmuster treten nicht unabhängig voneinander auf (Tab. 10). So unterliegen etwa die nur unterhalb der Regelsbrunner Traverse auftretenden Arten, starken zeitlichen Schwankungen der Konstanz (Bachschmerle, Kesslers Grundel und Balons Kaulbarsch). Es handelt sich hier um relativ kleinwüchsige, bodenorientierte Rheophile, deren Auftreten wahrscheinlich auf den Anbindungsbereich beschränkt bleibt und die den Altarm vor

Tabelle 10: Räumlich-zeitliche Konstanz verschiedener Arten

	Okt 91+94	Apr+Aug 96	schwankend	durchgehend konstant
keine	<i>Zobel</i>		<i>Weißflossengründling</i>	
überall, hohe Konstanz	Zander		<i>Rußnase</i> <i>Güster</i> Brachse Laube Bitterling	Giebel Hecht Aitel Flußbarsch Rotauge
überall, niedere Konstanz			<i>Hasel</i> (Marmorierte Grundel)	
unterhalb Mitterhaufen Traverse	<i>Zope</i> Wolgazander		Tolstolob Schleie	
unterhalb Regelsbrunner Traverse	<i>Bachschmerle</i>	<i>Balons Kaulbarsch</i> <i>Kesslers Grundel</i>		
oberhalb Mitterhaufen Traverse		(Kaulbarsch)	Karplen <i>Gründling</i> Rotfeder	
Mitterhaufen unterhalb, Kormoranhaufen			<i>Nase</i> <i>Barbe</i>	
Regelsbrunn oben			<i>Nerfling</i>	
Mitterhaufen unten			<i>Quappe</i>	
Haslau unten	Karause			
Kormoranhaufen geringe Konstanz			Wels	
Regelsbrunn oberhalb geringe Konstanz				<i>Schied</i>

allen nach intensiverer Anbindung nutzen. Fischarten der Gruppe rheophil a (in Tabelle 10 kursiv, mit schattiertem Hintergrund), die eine größere maximale Körperlänge erreichen, traten entweder im gesamten Bereich unterhalb der Steintraverse in hoher (Rußnase) oder geringer (Hasel) Konstanz auf, oder wurden vor allem an den beiden stark schotterdominierten Abschnitten Kormoranhaufen und Mitterhaufen unten gefangen (Nase, Barbe). Auch die Arten der Gruppe rheophil b (in Tabelle 10 kursiv) schwankt zeitlich stark in ihrer Konstanz (z.B. Nerfling).

Mehrere Arten traten vor allem im unteren Altarmbereich (unterhalb der Mitterhaufen Traverse) auf, so die Zope und der Wolgazander, die nur an den Oktoberteminen festgestellt wurden. Bei der Zope konnte also im August 1996 keine massive nahrungsbedingte Einwanderung festgestellt werden. Erstaunlich erscheint die räumliche Konstanz der als stagnophil klassifizierten Arten (in Tabelle 10 fett gedruckt) Schleie und Tolstolob im unteren Altarmabschnitt.

Die große Gruppe der sowohl räumlich als auch zeitlich konstant auftretenden Arten besteht ausschließlich aus Eurytopen (in Tabelle 10 normal gedruckt). Dagegen sind in der Gruppe, deren Konstanz zeitlich schwankt, alle ökologischen Typen vertreten.

Bei manchen der angeführten Arten (Kaulbarsch, Marmorierte Grundel) lassen die Ergebnisse der anderen Aufnahmen (Bodenfische, Jungfische) vermuten, daß ihre Konstanz aufgrund methodischer Beschränkungen stark unterschätzt wurde.

Danksagung:

Ich möchte mich bei den Kollegen, die im Freiland mitgeholfen haben (Mag. M. Schabuss, Mag. W. Reckendorfer und Mag. G. Winkler) herzlich bedanken. Mein weiterer Dank gilt Herrn Dr. H. Keckeis für die Überlassung unpublizierter Daten, dem Arbeiterfischereiverband (vor allem Herrn Zapka und Herrn Niederhuber), den Bundesforsten (DI Pausch) und dem WWF (DI Eichelmann und Dr. Lutschinger) für die Erteilung der Fischereigenehmigung und das Interesse an den Untersuchungen. Herr Dr. Waidbacher (Univ. f. Bodenkultur) stellte ein Rückenaggregat zur Verfügung, wofür ich mich bedanken möchte.

4. Literatur

Busnita, T. (1961). Die Wandlung der Fischfauna der unteren Donau während der letzten 100 Jahre. Verh. Intern. Verein. Limnol. 14: 381-385.

Dedual, M. (1990): Biologie et problèmes de dynamique de population du nase (*Chondrostoma nasus*) dans la Petite Sarine. Diss. Univ. Freiburg.

Herzig, A. & H. Winkler (1985): Der Einfluß der Temperatur auf die embryonale Entwicklung der Cypriniden. Österr. Fischerei 38: 182-196.

Holcik, J, I. Bastl, M. Ertl & M. Vranovsky (1981): Hydrobiology and ichthyology of the Czechoslovak Danube in relation to predicted changes after the construction of the Gabčíkovo-Nagymaros river barrage system. Works of the laboratory of fishery research and Hydrobiology 3: 19-158.

Jungwirth, M. (1984). Die fischereilichen Veränderungen in Laufstauen alpiner Flüsse, aufgezeigt am Beispiel der österreichischen Donau. Wasser und Abwasser 26: 103-110.

Keckeis, H., P. Frankiewicz & F. Schiemer (1996): The importance of inshore areas for spawning nase *Chondrostoma nasus* (Cyprinidae) in a free-flowing section of a large river (Danube, Austria). Arch. Hydrobiol. Suppl. 113 (Large Rivers 10): 51-64.

Lelek, A. & M. Penaz (1963): Spawning of *Chondrostoma nasus* (L.) in the Brumovka River. Folia zoologica 12: 121-134.

Lelek, A. (1976): Veränderungen der Fischfauna in einigen Flüssen Zentraleuropas (Donau, Elbe und Rhein). Schriftenreihe für Vegetationskunde, H. 10: 295-308.

Schiemer, F. & H. Waidbacher (1992): Conservation of a Danubian fish fauna. In: River Conservation and Management (Eds. P.J. Boon, P. Calow & G.E. Petts). Wiley & Sons, 363-382.

Schiemer, F., M. Jungwirth & G. Imhof (1994): Die Fische der Donau - Gefährdung und Schutz. Grüne Reihe des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie, Bd. 5, Styria Verlag, 160pp.

Spindler, T. (1991): Fischereimanagement im Altarmsystem der Donau im Bereich von Maria Ellend und Regelsbrunn. WWF-Forschungsbericht, 36pp.

Spindler, T. (1993): Populationsdynamische Untersuchungen im Altarmsystem und in der Donau im Bereich von Regelsbrunn und Haslau. WWF-Forschungsbericht, 80pp.

Zweimüller, I., S. Moidl & H. Nimmervoll (1996): A new species for the Austrian Danube - *Neogobius kessleri*. Acta Universitatis Carolinae - Biologica Vol. 40: 213-218.

Bodenfische

Irene ZWEIMÜLLER

1. Einleitung

In der österreichischen Donau treten 23 Bodenfischarten auf, von denen 17 auch angebundene Altarme nutzen. Gerade diese Arten könnten bei intensivierter Donauanbindung das Untersuchungsgebiet verstärkt besiedeln. Über den Indikatorwert der Bodenfischfauna liegen bis jetzt keine detaillierte Untersuchungen vor. Neben einer Ist-Zustandserhebung soll daher im folgenden der Versuch unternommen werden, einzelne Bodenfischarten auf ihren potentiellen Wert als Indikatoren zu behandeln. Folgende ökologische Bedingungen könnten durch die Bodenfischfauna indiziert werden:

- ökologische Funktionalität der Vernetzung Donau-Altarm für größere, mobile Organismen, vor allem in Hinblick auf
- Gestaltung der Einströmbereiche
- zeitlicher Verlauf (Dauer und/oder Zeitpunkt) der Vernetzung
- Intensität von Schotterumlagerungen

Eine Aufnahmeserie im Oktober 1995 sollte sowohl die großräumige als auch die kleinräumige Verteilung dieser Arten im Altarmsystem dokumentiert werden. Die großräumige Verteilung der Bodenfische (Makrohabitatnutzung) soll Aufschluß über die Reaktion der Tiere auf den unterschiedliche Vernetzungsgrad mit der Donau geben. Die Mikrohabitatnutzung der untersuchten Arten kann allerdings Makrohabitateffekte überlagern, d.h. wenn in einem Makrohabitat viele günstige Mikrohabitate auftreten, können auch höhere Besiedlungsdichten von Fischen beobachtet werden, ohne daß ein Effekt des Vernetzungsgrades vorliegt. Daher wurde versucht, beide Aspekte getrennt zu behandeln. Sowohl die Makro- als auch die Mikrohabitatnutzung können jahreszeitlichen Änderungen unterliegen. Die Aufnahme erfolgt im Herbst, um eine spätsommerliche Einwanderung von Donauarten feststellen zu können und das Aufkommen der 0+ Fische in den

unterschiedlich angeordneten Standorten dokumentieren zu können. Aufgrund der hydrologischen Charakteristik des Untersuchungsjahres repräsentiert die Bodenfischaufnahme höchstwahrscheinlich die derzeit maximal mögliche Nutzung des Altarmes durch Bodenfische. Weiters wurden auch die Ergebnisse der Jungfischaufnahmen, mehrerer Projektpraktika und einer Befischungsserien von SPINDLER (1991) verwertet. Für die Artnachweise (Tab. 1) wurden auch die Informationen aus SPINDLER (1993) hinzugenommen. Diese Angaben ergänzen das Verteilungsbild der Bodenfische räumlich und auch zeitlich.

2. Material und Methoden

2.1. Fangtechnik:

Uferzugnetz: Mit einem Uferzugnetz (1m hoch, 11m lang, 1mm Maschenweite) wurden uferparallel Proben genommen. Die Probenahme erfolgte nachts, nur der Standort Nebengewässer, bei dem der gesamte Tümpel befischt wurde, wurde tagsüber beprobt. Die Nachtbefischung wurde gewählt, da nachts am Ufer höhere Fischdichten auftreten.

Langleinen: Es wurden zwei Langleinen (50m lang, 50 Haken der Stärke 14 und 16) im rechten Winkel zum Ufer exponiert und zweimal (Regelsbrunn unten einmal) beprobt. Als Köder kamen Fliegenmaden zum Einsatz. Die Kontrolle erfolgte 2 mal pro Tag. Aufgrund der Tageslänge konnte die erste Kontrolle der Langleinen nicht immer bei Tageslicht abgeschlossen werden, sodaß keine Zuordnung nach Tag/Nachtfang getroffen wurde.

2.2. Umweltparameter:

Bei den Uferzugfängen wurde befischte Fläche, Substrat (Schlamm, Kies mit Schlammauflage, Kies), Totholz in unmittelbarer Nähe des Probepunktes, Makrophyten (die allerdings nur an 2 Probepunkten auftraten und daher nicht ausgewertet wurden), minimale und maximale Wassertiefe am Probepunkt, an einem Standort Wassertemperatur am Ufer und in 1m Wassertiefe (Oberfläche und über Grund) protokolliert. Bei den Langleinen konnte anhand der Hakenummer die ungefähre

Distanz zum Ufer festgehalten werden. Weiters wurden die Ufer nach Depositions- und Erosionsufer unterschieden.

Zur genaueren Analyse der Mikro- und Makrohabitatnutzung der einzelnen Arten war eine Aufteilung der Tiere in 0+ (Jungfische, die im selben Jahr geschlüpft waren), 1+ (Fische, die ihren 2. Sommer erleben) und größere Tiere (> 1+) unumgänglich, da sich die Habitatansprüche einer Art ontogenetisch deutlich ändern können. Dazu wurden einerseits die Längenfrequenzhistogramme der gefangenen Fische, andererseits Erfahrungen aus den Vorjahren (Projektpraktika 1992 & 1994) herangezogen.

2.3. Mathematische Auswertung

Diversität, Evenness: siehe Adultfische; bei den Uferzugnetzfangen im Bereich Regelsbrunn unten wurde die Laube für Diversitäts- und Evennessberechnungen nicht herangezogen, da sie einen extrem hohen Wert aufwies.

Transformation: Die Fischdichten wurden logarithmisch transformiert (Logarithmus zur Basis 2 von (Ausgangswert + 1)), um den verzerrenden Effekt hoher Dichten zu vermeiden.

Spearman's Rangkorrelationskoeffizient: zur Dokumentation des Zusammenhanges Umweltfaktoren - Fischdichten. Die Variablen maximale Wassertiefe und Entfernung vom Ufer wurden untransformiert verwendet, die Variablen Substrat, Uferbeschaffenheit, Heterogenität des am Standort auftretenden Substrates, Dominanz des Schotters, Anbindungsgrad an die Donau, wurde ordinal skaliert kodiert (siehe Tab. 8.). Diese Umweltparameter weisen allerdings eine starke Kollinearität (wechselseitigen Zusammenhang) auf und die Trennung von Mikro- und Makrohabitatnutzung ist bei dieser Analyse nicht möglich. Bei Korrelationskoeffizienten gibt die absolute Größe die Stärke, das Vorzeichen die Richtung des Zusammenhanges ab. Wenn eine die Dichte einer Fischart einen Korrelationskoeffizienten von -0.10 mit der Wassertemperatur und einen Korrelationskoeffizienten von +0,80 für die Dichte der Vegetation hat, so nimmt die Fischdichte mit steigender Temperatur geringfügig ab, mit steigender Vegetationsdichte aber stark zu.

Allgemeine lineare Modelle: dabei werden unabhängige Variable, die nicht mit metrischen Daten erfaßt wurden (werden können) durch sogenannte Indikatorvariable kodiert. Ein Umweltparameter, z.B. Anbindungsgrad, wird durch mehrere Variablen dargestellt, bei denen jeweils zwei Gruppen von Beobachtungen verglichen werden. So wurde die am stärksten vernetzte Stelle Regelsbrunn unten einmal mit der lateral am weitesten von der Donau entwerteten Stelle (Maria Ellend) verglichen, dann mit der stromaufwärtsgelegenen Verbindungsstelle zur Donau (Haslau) und schließlich mit den von der oberen Anbindungsstelle entferntesten Stellen (Mitterhaufen und Regelsbrunn oben). Mit Hilfe dieser Methode wurde versucht, die Abhängigkeit der Fischdichten von den Mikrohabitatparametern Uferbeschaffenheit, Wassertiefe und Vorhandensein von Totholz zu belegen und der Abhängigkeit von Makrohabitatparametern (Anbindungsgrad, Substratheterogenität, Schotterdominanz) gegenüberzustellen. Konnten klare Abhängigkeiten der Fischdichte von Mikrohabitatparametern festgestellt werden, so wurde eine (multiple) lineare Regression errechnet und die Residuen dieser Regression gespeichert. Diese Residuen stellen den Teil der Werte dar, die nicht durch die Mikrohabitatpräferenzen reklärt werden kann. Sie wurde anschließend auch für die Berechnung der Regression Fischdichten - Makrohabitatparameter herangezogen (mikrohabitatkorrigierte Lösung).

2.4. Probestellen

- a) Maria Ellend: ca. 100 bis 200m oberhalb der Niederhuber Traverse (Quadrant D9)
- b) Haslau: ca. 100 bis 400m oberhalb der Haslauer Traverse, eine Probe ca. 20m vor der Traverse (Schotterbank, Quadrant G23)
- c) Nebengewässer: 2. Tümpel hinter dem Schwarzen Loch (Quadrant E33)
- d) Mitterhaufen: ca. 700 bis 1000m unterhalb der Mitterhaufen Traverse (Quadranten G38, F38)
- e) Regelsbrunn oben: ca. 150 m bis 400m oberhalb der Regelsbrunner Traverse, eine Probe ca. 50m vor der Traverse (Schotterbank, Quadranten D46, D47)
- f) Regelsbrunn unten: ca. 200m bis 500m unterhalb der Regelsbrunner Traverse, eine Probe auf der Schotterinsel ca. 70m von der Traverse entfernt (Quadranten D48, D49)

3. Ergebnisse

Im Untersuchungsgebiet wurden bisher 17 Bodenfischarten nachgewiesen, davon 2 erstmals im Zuge der vorliegenden Untersuchungen. Beide Arten, der Donaukaulbarsch (*Gymnocephalus baloni*) und Kesslers Grundel (*Neogobius kessleri*, nicht zu verwechseln mit dem Kessler Gründling), könnten auch aus methodischen Gründen nicht früher festgestellt worden sein.

Die Ergebnisse der Langleinenbefischung und der Uferzugnetzfänge ergänzen sich im gefangenen Größen- und Artenspektrum: mit dem Uferzugnetz wurden hauptsächlich 0+ Fische und eher Cypriniden (Gründlinge, Rußnase) gefangen. Die Langleinen zeigten dagegen die Verteilung der Adulttiere, besonders der beiden Kaulbarscharten, im Altarmsystem auf.

Tabelle 1: Bodenfische im Haslauer Altarm: erfaßte Arten und deren Bodenbindung

BB	BF	JF	SP	
1	x	x	x	<i>Blicca björkna</i> (Güster)
1	x	x	x	<i>Perca fluviatilis</i> (Barsch)
2	x	x	x	<i>Abramis brama</i> (Brachse)
2	x	x	x	<i>Rutilus rutilus</i> (Rotauge)
3		x	x	<i>Chondrostoma nasus</i> (Nase)
3		x	x	<i>Barbus barbus</i> (Barbe)
3	x	x	x	<i>Leuciscus leuciscus</i> (Hasel)
3	x	x	x	<i>Gobio albipinnatus</i> (Weißflossengründling)
3	x	x	x	<i>Gobio gobio</i> (Gründling)
3	x			<i>Gymnocephalus baloni</i> (Donaukaulbarsch)
3	x	x	x	<i>Gymnocephalus cernua</i> (Kaulbarsch)
3		x	x	<i>Gymnocephalus schraetser</i> (Schrätzer)
3	x	x	x	<i>Vimba vimba</i> (Rußnase)
4	x	x		<i>Neogobius kessleri</i> (Kesslers Grundel)
4		x	x	<i>Barbatula barbatula</i> (Bachschmerle)
4	x	x	x	<i>Proterorhinus marmoratus</i> (Marmorierte Grundel)
4			x	<i>Siluris glanis</i> (Wels)

zusätzliche Donauarten:

2		p	x	<i>Abramis sapa</i> (Zobel)
3				<i>Gobio uranoscopus</i> (Steingreßling)
3		p		<i>Gobio kessleri</i> (Kesslergründling)
3		p		<i>Zingel zingel</i> (Zingel)
3		p		<i>Zingel streber</i> (Streber)
4				<i>Cottus gobio</i> (Koppe)

BF = Bodenfischaufnahme
JF = Jungfischaufnahmen

SP = Spindler, 1993
p = potentielle Nutzung des Altarmes

BB = Bodenbindung

1	frißt gelegentlich am Boden
2	frißt hauptsächlich am Boden
3	hält sich meist am Boden auf, frißt hauptsächlich benthisch
4	wie 3, Schwimmblase reduziert

Tabelle 2: Ergebnisse Langleinen: Prozentverteilung der gefangenen Arten, Diversität und Evenness im Längsverlauf des Haslauer Altarms

BB		Maria Ellend	Haslau	Mitter- haufen	Regelsbrunn		Summe
					oben	unten	
0	<i>Alburnus alburnus</i>	0	2	0	4	0	2
0	<i>Leuciscus cephalus</i>	0	0	0	4	0	1
1	<i>Blicca björkna</i>	8	20	0	4	14	14
1	<i>Perca fluviatilis</i>	40	12	29	13	18	26
2	<i>Abramis brama</i>	0	0	0	4	0	1
2	<i>Rutilus rutilus</i>	36	22	14	21	9	27
3	<i>Gymnocephalus baloni</i>	0	2	0	0	11	4
3	<i>Gymnocephalus cernuus</i>	12	37	57	46	43	46
3	<i>Gobio gobio</i>	4	0	0	0	0	1
3	<i>Vimba vimba</i>	0	2	0	0	5	2
4	<i>Proterorhinus marmoratus</i>	0	2	0	4	0	2
	n	25	41	14	24	22	126
	Artenzahl	5	8	3	8	6	
	Diversität	1,90	2,36	1,38	2,32	2,19	
	Evenness	0,82	0,79	0,87	0,77	0,85	

3.1. Fischvorkommen im Längsverlauf des Altarmes

3.1.1. Uferzugnetzfänge

Die Befischungsstandorte unterscheiden sich in Hinblick auf die Diversität und Abundanzen der festgestellten Fischarten (Tab. 2 und 3): hohe Diversität wies der Standort Maria Ellend auf, weil dort rheophile und stagnophile Faunenelemente nebeneinander auftraten, aber auch der Standort Regelsbrunn unten. Bei den anderen Standorten konnte eine Differenzierung des Diversitätsmustern nach den Größenklassen beobachtet werden. Bei den 0+ und >1+ Fischen zeigten die am weitesten von den Anbindungsstellen zur Donau entfernten Standorte Mitterhaufen und Regelsbrunn oben deutlich geringere Diversitätswerte, während bei den 1+ Fischen der höchste Diversitätswert im Bereich oberhalb der Regelsbrunner Traverse auftrat (Abb. 1 bis 3). Die Abundanzen waren in Maria Ellend für alle Größenklassen hoch. Bei den 1+ und >1+ Fischen nahmen die Abundanzen anschließend Richtung Altarmmündung ab, im Bereich unterhalb der Regelsbrunner Traverse aber wieder zu. Bei den 0+ Fischen fällt vor allem der Bereich Mitterhaufen mit extrem hohen Abundanzen auf. Der Anteil stark und sehr stark benthisch orientierter Fische weist eine klare Längszonierung auf. Bei den 0+ Fischen stellen stark bodengebunde Fische nur unterhalb der Regelsbrunner Traverse, bei den 1+ Fischen im Bereich ober- und unterhalb der Regelsbrunner Traverse und bei den größeren Fischen an den drei Standorten unterhalb der Mitterhaufentraverse einen dominanten Anteil am Gesamtfang.

Tabelle 3: Ergebnisse Uferzugbefischung: beprobte Fläche, Probenanzahl, Fischdichte und Artenvielfalt im Längsverlauf

BB	Art	Beprobte Fläche (m ²) Anzahl Fänge	Nebengewässer		Haslau	Mitterhaufen	Regelsbrunn	
			Maia Ellend	Regelsbrunn	oben	unten		
0	<i>Alburnus alburnus</i>	135,0	362	446	602	974	654	
0	<i>Esox lucius</i>	1,0	6	7	6	7	6	
0	<i>Leuciscus cephalus</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	249,97
0	<i>Rhodeus sericeus</i>	0,0	22,46	2,09	0,09	0,22	0,00	0,15
0	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	0,0	5,87	0,00	0,00	0,00	0,00	0,22
0	<i>Stizostedion lucioperca</i>	0,0	0,00	0,43	0,26	0,10	0,12	0,00
1	<i>Blicca björkna</i>	0,0	18,17	0,12	1,39	0,19	1,51	0,12
1	<i>Perca fluviatilis</i>	0,0	8,88	2,00	0,26	0,37	1,57	0,19
2	<i>Abramis brama</i>	0,0	1,79	0,00	0,00	0,00	0,00	0,37
2	<i>Rutilus rutilus</i>	0,0	44,59	19,43	11,72	1,05	3,38	0,00
3	<i>Gobio albipinnatus</i>	0,0	2,05	0,00	0,09	0,07	0,00	1,05
3	<i>Gobio gobio</i>	0,0	2,67	0,00	1,39	0,00	0,00	0,07
3	<i>Gobio sp.</i>	0,0	0,00	0,00	0,28	0,00	0,00	1,39
3	<i>Gymnocephalus baloni</i>	0,0	0,62	0,60	0,00	0,00	0,00	0,28
3	<i>Gymnocephalus cernua</i>	0,0	1,31	1,19	0,00	0,00	0,00	0,60
3	<i>Leuciscus leuciscus</i>	0,0	0,37	0,00	0,18	0,00	0,00	1,19
3	<i>Vimba vimba</i>	0,0	5,19	0,00	2,38	0,00	0,00	0,37
4	<i>Neogobius kessleri</i>	0,0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2,38
4	<i>Proterorhinus marmoratus</i>	0,0	7,65	2,86	5,50	2,70	9,15	0,00
	nicht bestimmt	0,0	1,11	0,00	0,00	0,00	0,00	2,86
	Summe	0,7	126,36	39,80	79,79	10,52	267,39	0,00
	Artenzahl	1	15	10	13	9	11	0,00
	Diversität		1,91	1,34	1,11	1,34	1,42	0,00
	Evenness		0,70	0,58	0,43	0,61	0,62	0,00
	Artenzahl stark+sehr stark benthisch	0	8	3	6	3	4	0,00

3.1.2. Langleinenbefischungen

Mit den Langleinen wurden hauptsächlich die Barschartigen, vor allem Kaulbarsche erfaßt. Diese Art fehlte in keinem der größeren Altarmgewässer. Der Balonkaulbarsch konnte nur im Bereich Haslau und in Regelsbrunn unterhalb der Traverse gefangen werden. Die höchste Diversität wurde im Bereich unterhalb der Regelsbrunner Traverse festgestellt, der Bereich Mitterhaufen wies neben den geringsten Individuenzahlen auch die die niedrigste Diversität auf.

3.2. Artenassoziationen

Anhand von Korrelationsmatrizen sollte - nach Größenklassen getrennt - das gemeinsame Vorkommen der häufigeren Arten aufgezeigt werden. Bei den 0+-Fischen ist aus den Jungfischaufnahmen bekannt, daß starke jahreszeitliche Veränderungen der Korrelationen auftreten können, die Befunde gelten also nur für den Herbst.

Bei den 0+ Fischen traten mehrere Arten hochkorreliert auf: Güster und Barsch, Gründling und Weißflossengründling sowie Rußnase und Bitterling aber auch Rußnase, Güster und Barsch. Marmorierte Grundel, Rotaugen, Lauben und Kaulbarsch traten nicht gehäuft in Verbindung mit einer der anderen Arten auf (Tab. 4).

Bei den 1+ Fische traten Bitterling, Rotauge und Barsch gemeinsam auf, Laube und Marmorierte Grundel waren mit keiner anderen Art vergesellschaftet (Tab. 5).

Bei den größeren Fische wiesen nur die Güster und der Kaulbarsch signifikante - positive - Korrelationen untereinander auf, obwohl die angeführten Arten in den Uferzugnetzproben recht konstant angetroffen wurden (Tab. 6).

Tabelle 4: Korrelationsmatrix der häufigeren Arten (0+, Uferzugnetz)

	<i>Alburnus alburnus</i>	<i>Rhodeus sericeus</i>	<i>Stizostedion luciperca</i>	<i>Blicca björkna</i>	<i>Perca fluviatilis</i>	<i>Rutilus rutilus</i>	<i>Gobio albipinnatus</i>	<i>Gobio gobio</i>	<i>Gymnocephalus cernuus</i>	<i>Vimba vimba</i>	<i>Proterorhinus marmoratus</i>
<i>Alburnus alburnus</i>	1	0,020 P=,907	0,012 P=,945	0,032 P=,854	-0,099 P=,567	0,122 P=,479	-0,114 P=,508	-0,007 P=,966	-0,188 P=,274	0,150 P=,382	0,075 P=,665
<i>Rhodeus sericeus</i>		1	-0,070 P=,684	0,903 P=,000	0,730 P=,000	0,125 P=,466	0,242 P=,154	-0,062 P=,718	0,061 P=,725	0,854 P=,000	-0,096 P=,577
<i>Stizostedion luciperca</i>			1	-0,035 P=,840	0,310 P=,068	0,473 P=,004	-0,062 P=,721	-0,017 P=,921	-0,081 P=,637	-0,003 P=,985	-0,050 P=,774
<i>Blicca björkna</i>				1	0,716 P=,000	0,121 P=,481	0,255 P=,133	-0,051 P=,769	0,003 P=,987	0,897 P=,000	-0,083 P=,630
<i>Perca fluviatilis</i>					1	0,251 P=,140	0,176 P=,306	-0,089 P=,607	-0,096 P=,577	0,690 P=,000	-0,087 P=,615
<i>Rutilus rutilus</i>						1	-0,125 P=,467	-0,091 P=,599	-0,216 P=,206	0,128 P=,459	-0,173 P=,312
<i>Gobio albipinnatus</i>							1	0,613 P=,000	0,064 P=,711	0,247 P=,147	0,036 P=,837
<i>Gobio gobio</i>								1	-0,076 P=,659	0,068 P=,694	0,089 P=,606
<i>Gymnocephalus cernuus</i>									1	-0,085 P=,622	-0,052 P=,765
<i>Vimba vimba</i>										1	-0,061 P=,725

Pearsons Korrelationskoeffizient, P = Irrtumswahrscheinlichkeit

Tabelle 5: Korrelationsmatrix der häufigen Arten (1+, Uferzugnetz)

	<i>Alburnus alburnus</i>	<i>Rhodeus sericeus</i>	<i>Perca fluviatilis</i>	<i>Rutilus rutilus</i>	<i>Proterorhinus marmoratus</i>
<i>Alburnus alburnus</i>	1	-0,104 P=,547	-0,131 P=,448	-0,114 P=,508	0,268 P=,114
<i>Rhodeus sericeus</i>		1	0,306 P=,069	0,483 P=,003	-0,057 P=,740
<i>Perca fluviatilis</i>			1	0,543 P=,001	-0,233 P=,172
<i>Rutilus rutilus</i>				1	-0,110 P=,524

Pearsons Korrelationskoeffizient, P = Irrtumswahrscheinlichkeit

Tabelle 6: Korrelationsmatrix der häufigeren Arten a) >1+, Uferzugnetz; b) >1+, Langleinen

a)

<i>Blicca björkna</i>	<i>Perca fluviatilis</i>	<i>Rutilus rutilus</i>	<i>Proterorhinus marmoratus</i>
-----------------------	--------------------------	------------------------	---------------------------------

1	-0,093 P= ,592	-0,103 P= ,550	-0,155 P= ,368	<i>Blicca björkna</i>
	1	0,167 P= ,331	0,188 P= ,272	<i>Perca fluviatili</i>
		1	0,237 P= ,165	<i>Rutilus rutilus</i>

b)

<i>Blicca björkna</i>	<i>Perca fluviatilis</i>	<i>Rutilus rutilus</i>	<i>Gymnocephalus baloni</i>	<i>Gymnocephalus cernuus</i>
-----------------------	--------------------------	------------------------	-----------------------------	------------------------------

1	0,280 P= ,185	-0,041 P= ,848	0,005 P= ,980	0,529 P= ,008	<i>Blicca björkna</i>
	1	-0,109 P= ,611	0,083 P= ,699	-0,086 P= ,691	<i>Perca fluviatili</i>
		1	0,002 P= ,991	-0,016 P= ,941	<i>Rutilus rutilus</i>
			1	-0,129 P= ,550	<i>Gymnocephalus</i>
				1	

Pearsons Korrelationskoeffizient, P = Irrtumswahrscheinlichkeit

Abbildung 1: Mittlere Gesamtdichten, Artenvielfalt und Intensität der Bodenbindung (Uferzugnetzfänge, >1+ Fische)

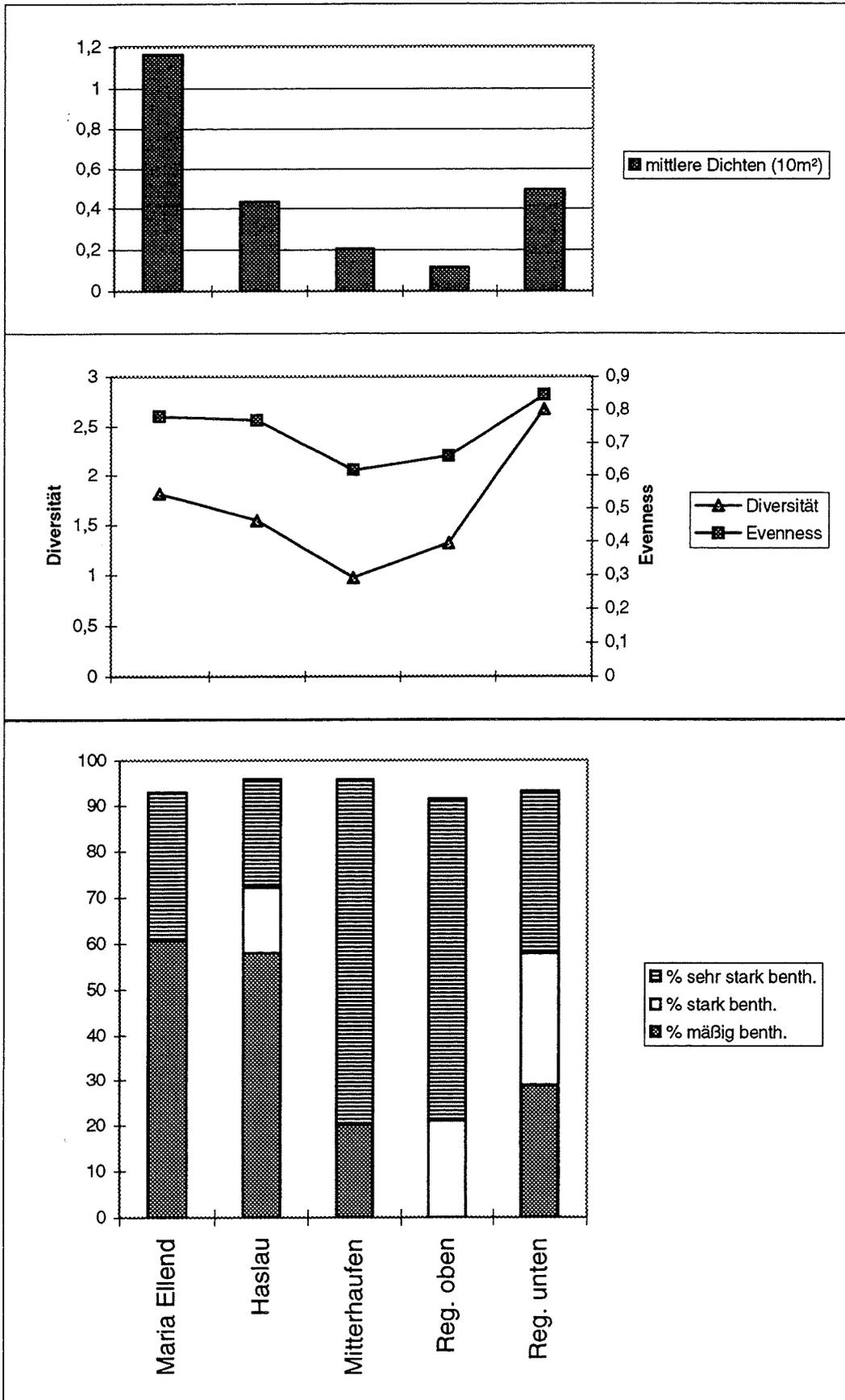


Abbildung 2: Mittlere Gesamtdichten, Artenvielfalt und Intensität der Bodenbindung (Uferzugnetzfänge, 1+ Fische)

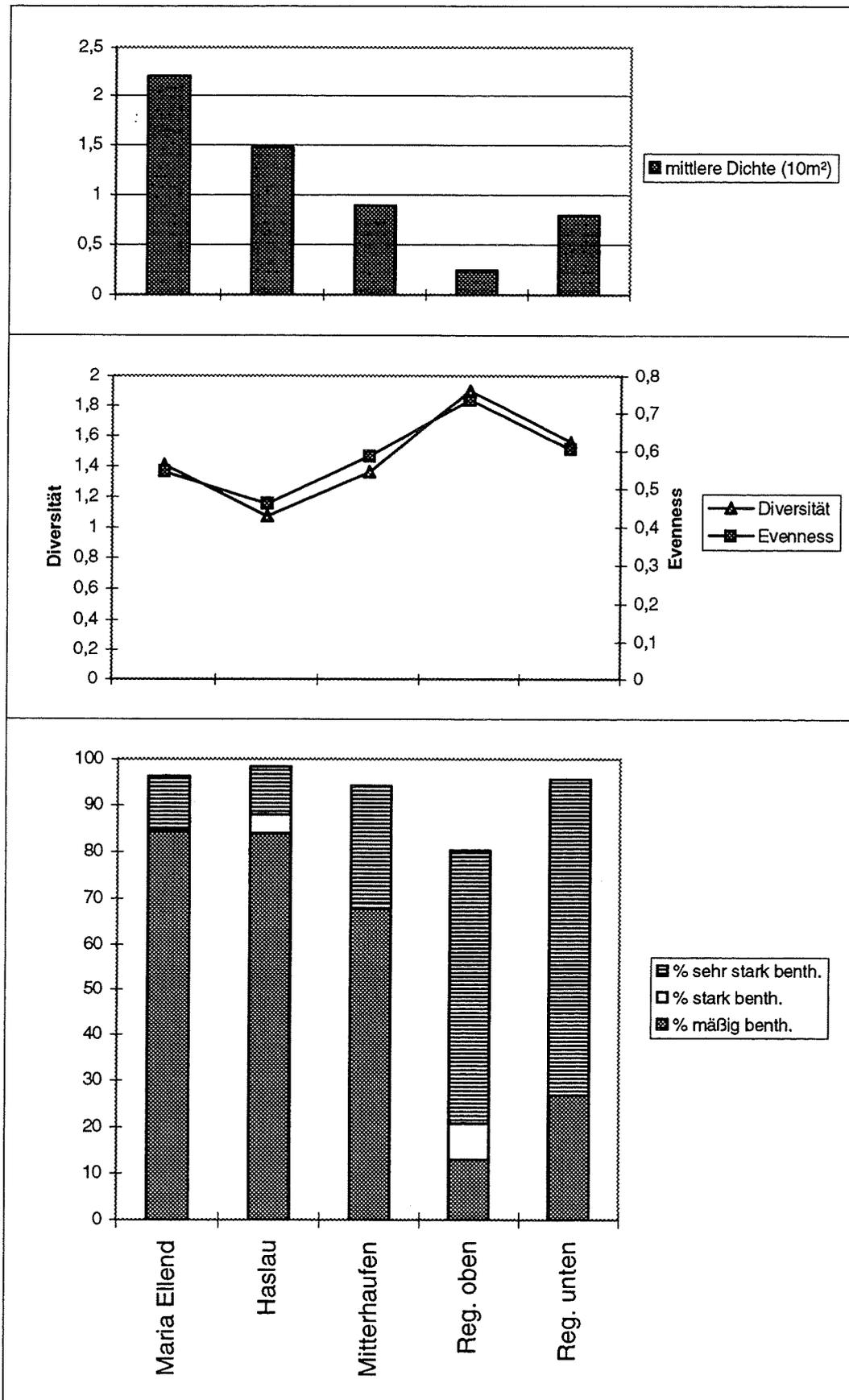
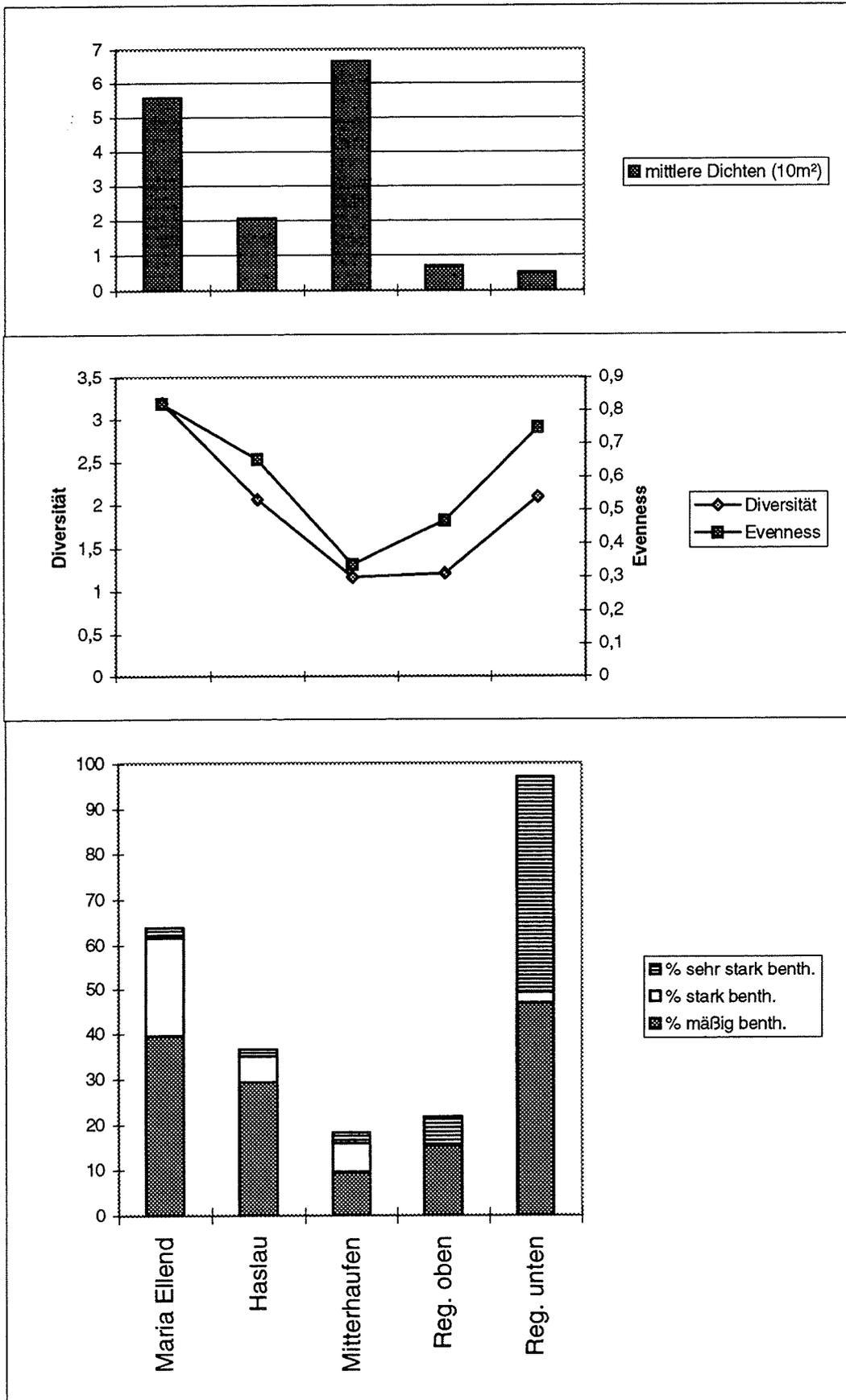


Abbildung 3: Mittlere Gesamtdichten, Artenvielfalt und Intensität der Bodenbindung (Uferzugnetzfänge, 0+ Fische)



Die geringen Korrelationen zwischen den meisten Bodenfischarten weisen bereits auf deren unterschiedliche ökologische Einnischung hin. Dagegen weisen die nah verwandten Arten Gründling und Weißflossengründling offensichtlich als 0+ Fisch keine klare räumliche Einnischung auf. Auch der Donaukaulbarsch wurde immer gemeinsam mit dem gewöhnlichen Kaulbarsch gefangen, was allerdings aufgrund der weiten Verbreitung dieser Art zu keiner signifikanten Korrelation der beiden Arten führte.

Nach ihrem Verteilungsmuster im Altarm wurden folgende Arten(gruppen) unterschieden:

1. Arten, die sich im unteren Bereich mit langandauerndem direkten Donaueinfluß aufhalten (Abb. 4.): Kesslers Grundel (*Neogobius kessleri*) und die Bachschmerle (*Barbatula barbatula*).
2. Art, die in der Nähe der Donauanbindungsstellen vorkommt (Abb. 5): Donaukaulbarsch (*Gymnocephalus baloni*).
3. Art, die spezielle, donauähnliche Habitate im Altarmsystem nutzen (Abb. 5): Schrätzer (*Gymnocephalus schraetser*)
4. Arten, die im Frühsommer einen nicht unbeträchtlichen Teil der 0+ Fischfauna darstellen und anschließend (aus dem Altarmsystem) verschwinden: Nase (*Chondrostoma nasus*) und Barbe (*Barbus barbus*).
5. Arten, die beinahe überall vorkommen (Abb. 5): Marmorierte Grundel (*Proterorhinus marmoratus*) und - mit Ausnahme der sehr stark isolierten und grundwasserdominierten Standorte - der Kaulbarsch (*Gymnocephalus cernua*).

3.3. Detailergebnisse

3.3.1. Stark benthisch orientierte Arten

Nase (*Chondrostoma nasus*):

Bei der Bodenfischaufnahme wurden keine Nasen gefangen. Bei der Augustbefischung 1996 traten juvenile (1+) und große (>20cm Totallänge) Individuen dieser Art in der Nähe durchströmter Bereiche („Bach“ zwischen Haslau unten und Kormoranhaufen, Durchlaß Mitterhaufen Traverse, Durchlaß Steintraverse) auf. Die Art kommt nicht konstant im Untersuchungsgebiet vor.

Verteilung und Indikatorwert der 0+ Stadien siehe Kapitel Jungfische

Indikatorwert der Adulttiere: Noch keine Bewertung möglich. Es erscheint zweifelhaft, ob das sommerliche Vorkommen von Nasen im Aubereich als Nutzung eines zusätzlichen Lebensraumes gewertet werden kann. Es könnte eher ein Hinweis sein, daß die Verbindung zum Hauptstrom im Frühjahr zu abrupt unterbrochen wird und daher die Tiere nicht mehr rechtzeitig den Weg in die Donau finden.

Barbe (*Barbus barbus*): siehe Nase

Gründling (*Gobio gobio*):

Mikrohabitatwahl: bei den 0+Fischen konnten keine klaren Präferenzen festgestellt werden. Im September 1994 konnte eine leichte Zunahme der Gründlingsdichten mit steigender Vegetationsdichte festgestellt werden, im Oktober 1994 war ebenfalls keine deutliche Mikrohabitatpräferenz feststellbar. In kleineren Fließgewässern bevorzugt der Gründling sandiges Substrat und benötigt längere ununterbrochene Fließabschnitte als etwa die Bachschmerle (ZWEIMÜLLER, 1995).

Makrohabitatnutzung: Standorte mit einem hohen Schotteranteil scheinen bevorzugt zu werden, ein signifikanter Trend konnte allerdings nicht dokumentiert werden.

Indikatorwert: die Jungfische dieser Art ertragen nur geringe Strömungen und werden aus den stark durchflossenen Bereichen ausgeschwemmt.

Weißflossengründling (*Gobio albipinnatus*):

Mikrohabitatwahl: weder die Korrelationskoeffizienten noch die Regressionsanalyse erbrachte für die Bodenfischaufnahme oder für die Jungfischaufnahme signifikante Zusammenhänge.

Makrohabitatwahl: bei den 0+ Fischen konnte ein Zusammenhang mit dem Vernetzungsgrad abgesichert werden. Anscheinend braucht diese Art die Vernetzung mit der Donau, hohe Dichten treten aber an lateral donaufernen Standorten auf. Dieser Befund wird auch durch das Gesamtverbreitungsbild im Untersuchungsgebiet bestätigt.

Indikatorwert: Die Art weist die klarste Abhängigkeit vom Vernetzungsgrad auf und dürfte sich als Indikatorart für eine ausreichende Anbindung von Nebenarmen besonders gut eignen.

Gewässervernetzung:

Maria-Ellend

Regelsbrunn

Rasterfelder 200 x 200m

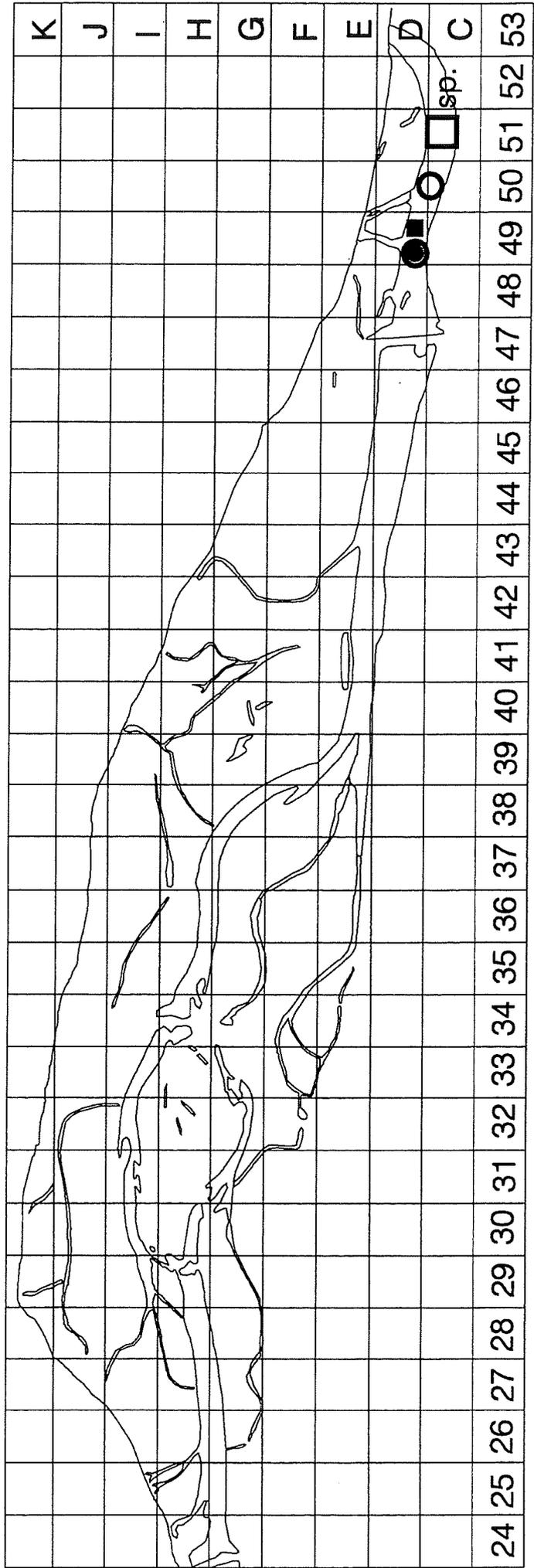
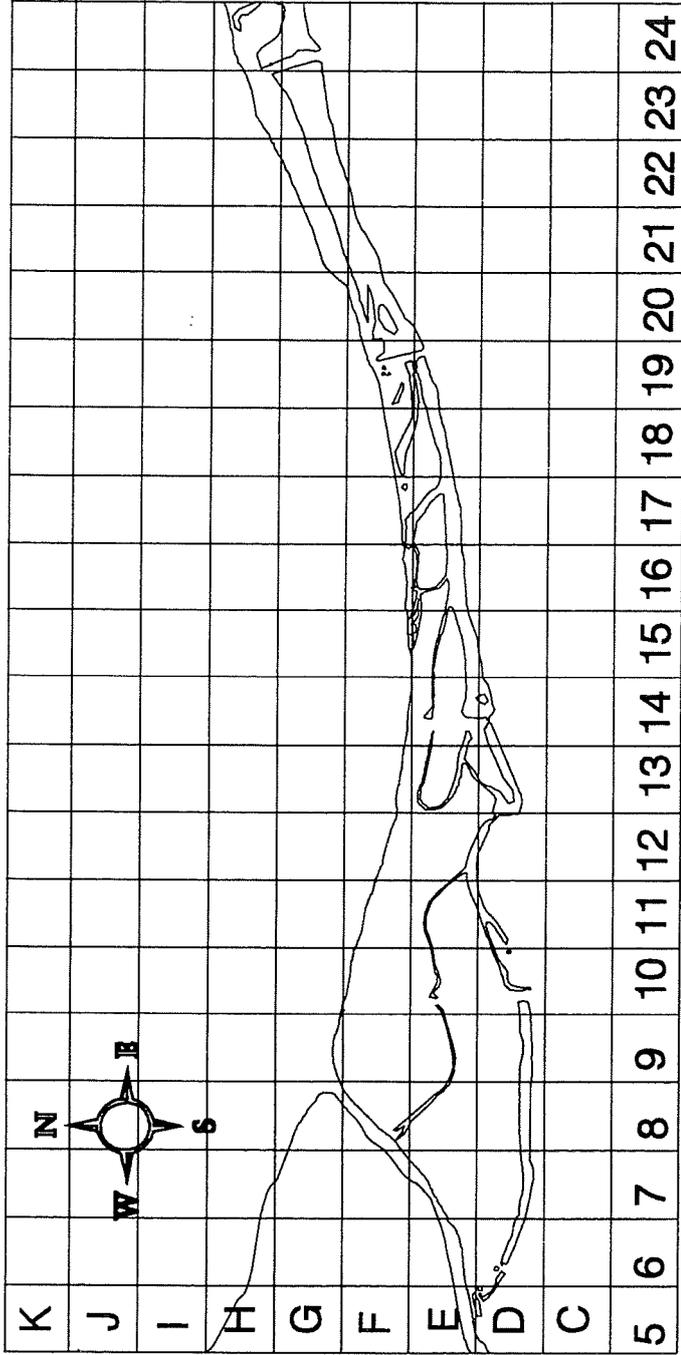
 *Barbatula barbatula*
Bachschmerle

 *Neogobius kessleri*
Kesslers Grundel

sp. Spindler (1991)

 Jungfische

 Adultfische



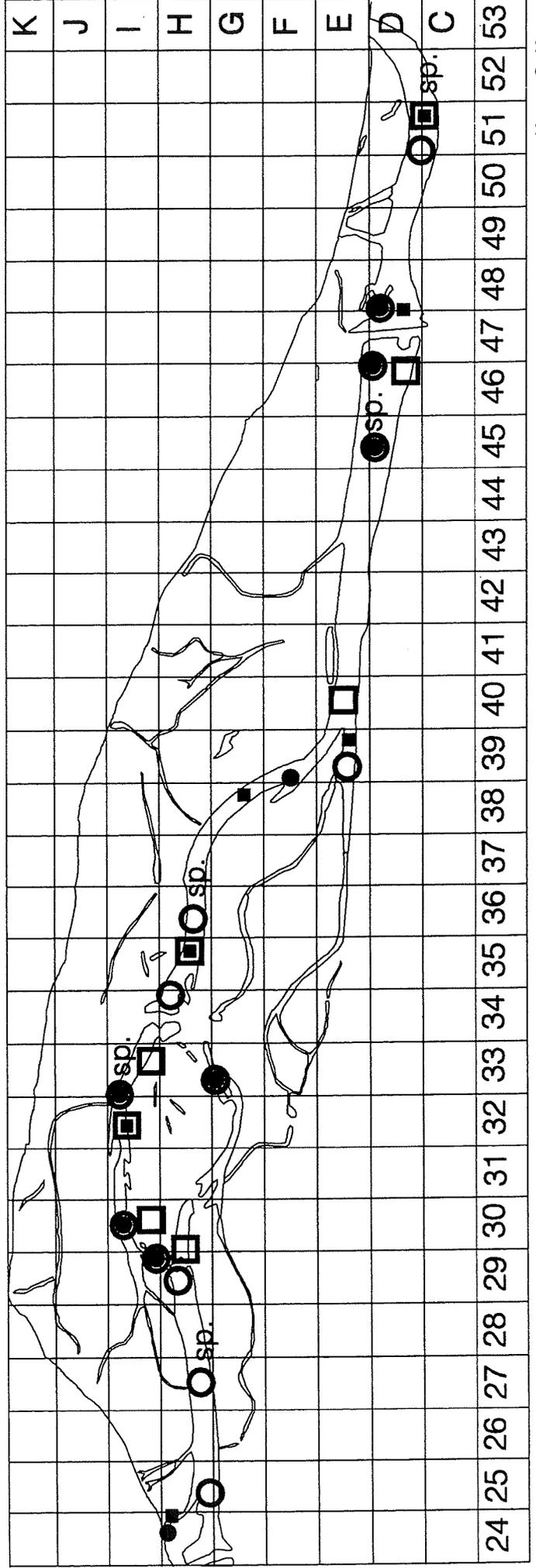
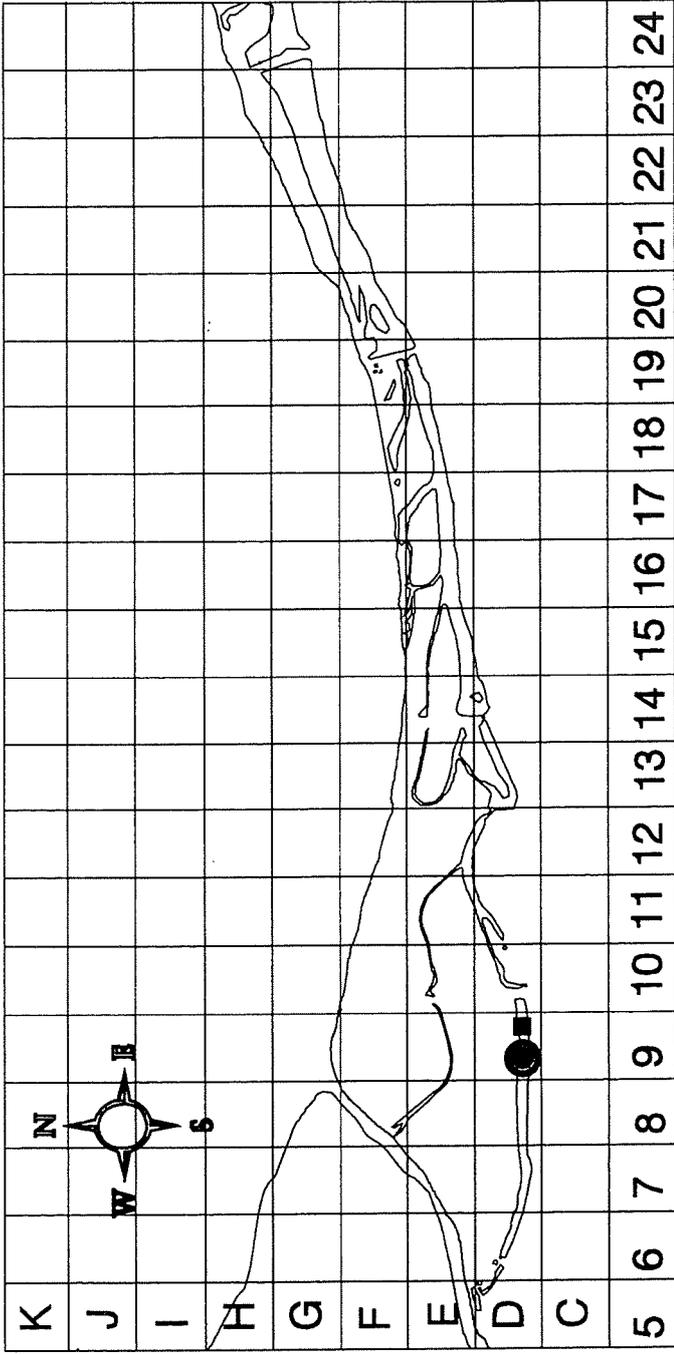
Gewässervernetzung:

Maria-Ellend

Regelsbrunn

Rasterfelder 200 x 200m

-  *Gobio gobio* Gründling
-  *Gobio albipinnatus* Weißflossengründling
- sp. Spindler (1991)
-  Jungfische
-  Adultfische



Rußnase (*Vimba vimba*):

Mikrohabitatwahl: die Art weist eine Tendenz zu schottrigen Mikrohabitaten auf. Im Jahr 1994 zeigten die gefangenen Rußnasen im Herbst keine deutliche Bevorzugung schottriger Stellen.

Makrohabitatwahl: es wurde vor allem der stark schotterdominierte Standort Mitterhaufen genutzt (Tab. 3). Allerdings traten Jungfische dieser Art zu anderen Zeitpunkten auch an anderen Stellen auf, vor allem in Gebieten, die im jeweiligen Untersuchungsjahr an das Abflußgeschehen der Donau angebunden waren (Abb. 6). 1994 konnten im Herbst nur wenige Rußnasen, hauptsächlich unterhalb der Regelsbrunner Traverse, gefangen werden. Im April 1996 traten Juvenile gehäuft im Bereich Kormoranhaufen auf. Die Verteilung dieser Art weist besonders deutliche Unterschiede zwischen den Jahren auf. Wahrscheinlich spielen Verdriftungsphänomene bei Jungfischen dieser Art eine stärkere Rolle (d.h. sie sind in der Lage, an Stellen zu überleben, die sie durch Verdriftung erreicht haben). Möglicherweise laichten die Rußnasen im Jahr 1995 aufgrund der günstigen Einwanderungsmöglichkeiten und der stärkeren Durchströmung des Mitterhaufengebietes dort ab und die Jungfische verblieben zum Teil bis zum Herbst in der Nähe Laichgründe.

Indikatorwert: die Verbreitung der 0+ Fische dürfte die jeweilige hydrologische Vernetzungssituation des Untersuchungsjahres zur Laichperiode widerspiegeln.

Kaulbarsch (*Gymnocephalus cernua*):

Mikrohabitatwahl: außer einem nichtsignifikanten Trend zur Besiedlung tieferer Bereiche (Tab. 7) konnte keine Mikrohabitatbevorzugung bei den Jungfischen festgestellt werden. Auch 1994 bevorzugten die kleinen Kaulbarsche tiefere Bereiche. Im August und September 1994 wiesen die 0+ Kaulbarsche eine geringfügige Abnahme der Dichten mit steigender Vegetationsdichte auf. Die adulten Kaulbarsche halten sich nach den Ergebnissen der Langleinenbefischungen hauptsächlich an den Erosionsufern des Hauptarmes auf (siehe Datenband).

Makrohabitatwahl: eine statistische Untersuchung war bei den Jungfischen nicht möglich. Nach den Ergebnissen der Jungfischaufnahmen 1994 fehlen juvenile Kaulbarsche nur an den sehr stark isolierten oder durchgehend sehr flachen Bereichen des Altarmsystems. Auch die adulten Kaulbarsche zeigten keine klare Zuordnung nach Vernetzungsgrad des Gewässers.

Indikatorwert: Die Art dürfte in mäßig angebundenen Altarmsystemen ihren Verbreitungsschwerpunkt haben, innerhalb dieser Systeme aber keine eindeutigen Präferenzen aufweisen.

Donaukaulbarsch (*Gymnocephalus baloni*):

Von dieser Art konnte in Maria Ellend ein Jungfisch nachgewiesen werden. Größere Individuen traten in Haslau und in Regelsbrunn unten (hier auch im August 1996) auf. Bei den Jungfischaufnahmen 1994 konnte kein einziger Donaukaulbarsch nachgewiesen werden, obwohl wesentlich öfter mit Uferzugnetz gefischt wurde. Ob dies mit der starken hydrologischen Vernetzung des Altarmes 1995 oder methodischen Unterschieden (die meisten Donaukaulbarsche wurden mit den Langleinen gefangen) zusammenhängt, kann nicht entschieden werden.

Mikrohabitatnutzung: Uferstruktur und Distanz zum Ufer konnten das Auftreten der adulten Kaulbarsche nicht erklären (Tab. 9.)

Makrohabitatnutzung: Adulte Donaukaulbarsche scheinen bei Verbindungen zwischen Hauptstrom und Altarm vor allem die unmittelbare Umgebung der Einströmbereiche zu nutzen (Tab. 9). So wurde in Regelsbrunn unten die Mehrzahl der Donaukaulbarsch auf einer Langleine gefangen, die in unmittelbarer Nähe eines Einströmbereiches exponiert wurde.

Indikatorwert: Diese Art könnte vor allem zur Beurteilung der ökologischen Wirkung der unmittelbaren Einströmbereiche herangezogen werden.

Schrätzer (*Gymnocephalus schraetser*):

Diese Art konnte bei den Jungfischaufnahmen 1994 regelmäßig als Jungfische, besonders im Mitterhaufenbereich, nachgewiesen werden. Auch ein Adulttier dieser Art konnte in diesem Gebiet in tieferem, kühlerem Wasser nachgewiesen werden. Allerdings fehlte die Art auch 1994 in den Oktoberproben, sodaß ihr Fehlen bei der Bodenfischaufnahme 1995 als jahreszeitliche Verteilungsverschiebung interpretiert werden kann.

Mikrohabitatnutzung: Ich vermute, daß der Schrätzer großflächige schottrige Standorte mit tieferen Bereichen benötigt, die infolge von Auswaschungs- und Umlagerungsprozessen keiner Verdichtung unterliegen. Der Bereich Mitterhaufen wird wohl auch in Zukunft die einzige geeignete Stelle für diese Fischart sein.

Makrohabitatnutzung: Die gefundenen Tiere wurden im Hauptarm der Augewässer nachgewiesen.

Indikatorwert: Möglicherweise könnte sich diese Art als Indikatorart für Schotterumlagerungsprozesse herausstellen.

Kesslers Grundel (*Neogobius kessleri*):

Diese Art wurde im Zuge der Jungfischaufnahmen als reproduzierende Art im Altarm neu (auch für Österreich) nachgewiesen. Bei der Bodenfischaufnahme konnte in Regelsbrunn unten wieder mehrere Exemplare gefunden werden. Höchstwahrscheinlich wurde die Art nicht bis jetzt übersehen, sondern wanderte erst in letzter Zeit in die österreichische Donau ein.

Die Verbreitung der Art innerhalb des Altarmsystems dürfte sich noch nicht stabilisiert haben. Aufgrund der Literaturangaben über die breite ökologische Valenz dieser Art (z.B. Oliva, 1960) ist mit einer weiteren Verbreitung innerhalb des Altarmes zu rechnen, daher wird die Habitatnutzung und der mögliche Indikatorwert dieser Art hier nicht besprochen.

Marmorierte Grundel (*Proterorhinus marmoratus*):

Mikro- und Makrohabitatwahl: Diese Art weist weder eindeutige Mikrohabitatpräferenzen auf, noch kann ihre Verbreitung mit der Makrohabitatbeschaffenheit erklärt werden. Sie kommt in allen beprobten Standorten häufig vor und fehlt nur an einem durch niedrige Sauerstoffwerte charakterisierten Nebengewässerstandort.

Indikatorwert: Sie weist keinen Indikatorwert auf.

Allerdings könnte sie aufgrund der erreichten Dichten und der Konstanz des Vorkommens einen Einfluß auf die Makrozoobenthosgemeinschaft aufweisen bzw. für manche Räuber als Nahrungsgrundlage dienen. Die Marmorierte Grundel könnte so eine Rolle bei den Stoffumsetzungsprozessen der Benthosbiozönose spielen.

Gewässervernetzung:

Maria-Ellend
Regelsbrunn

Rasterfelder 200 x 200m

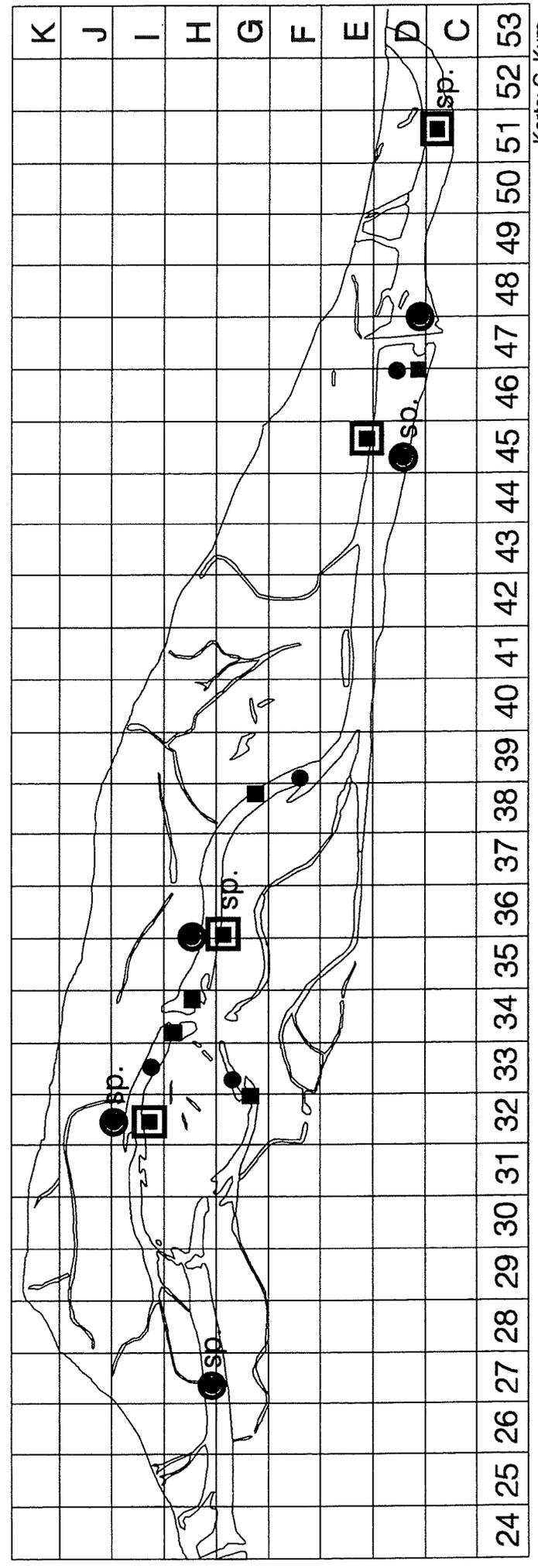
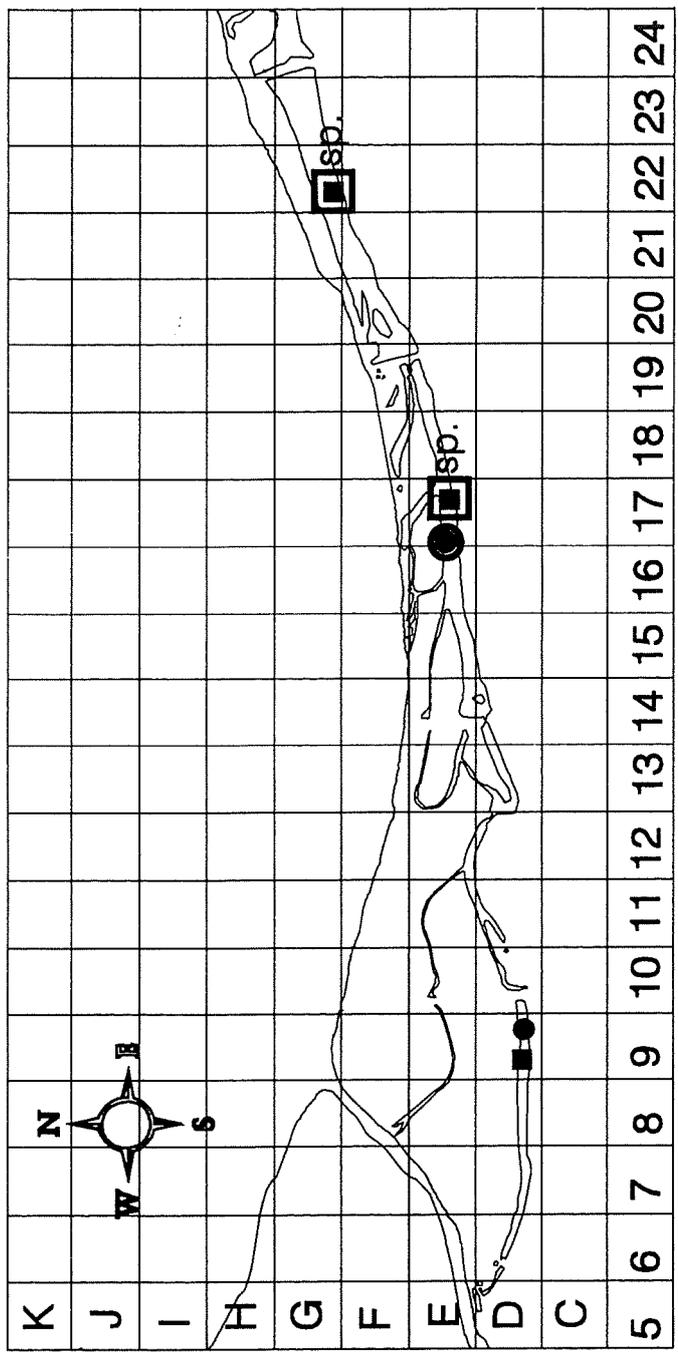
 *Leuciscus leuciscus*
Hasel

 *Vimba vimba*
Rußnase

sp. Spindler (1991)

 Jungfische

 Adultfische



Gewässervernetzung:
 Maria-Ellend
 Regelsbrunn

Rasterfelder 200 x 200m

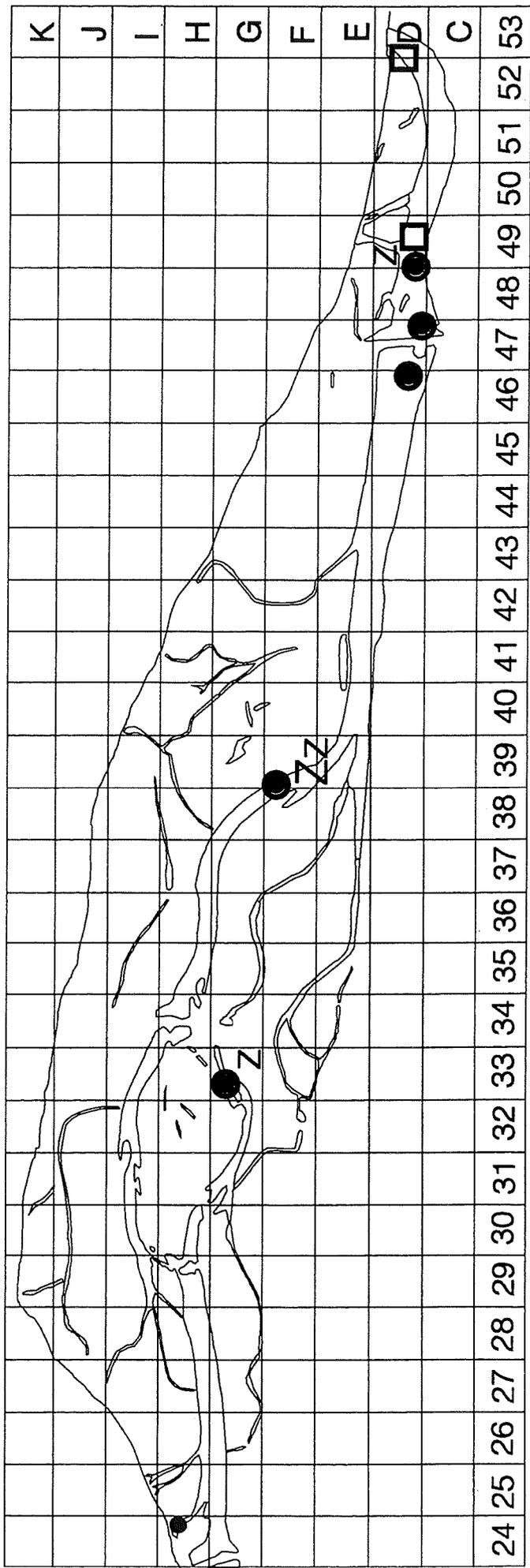
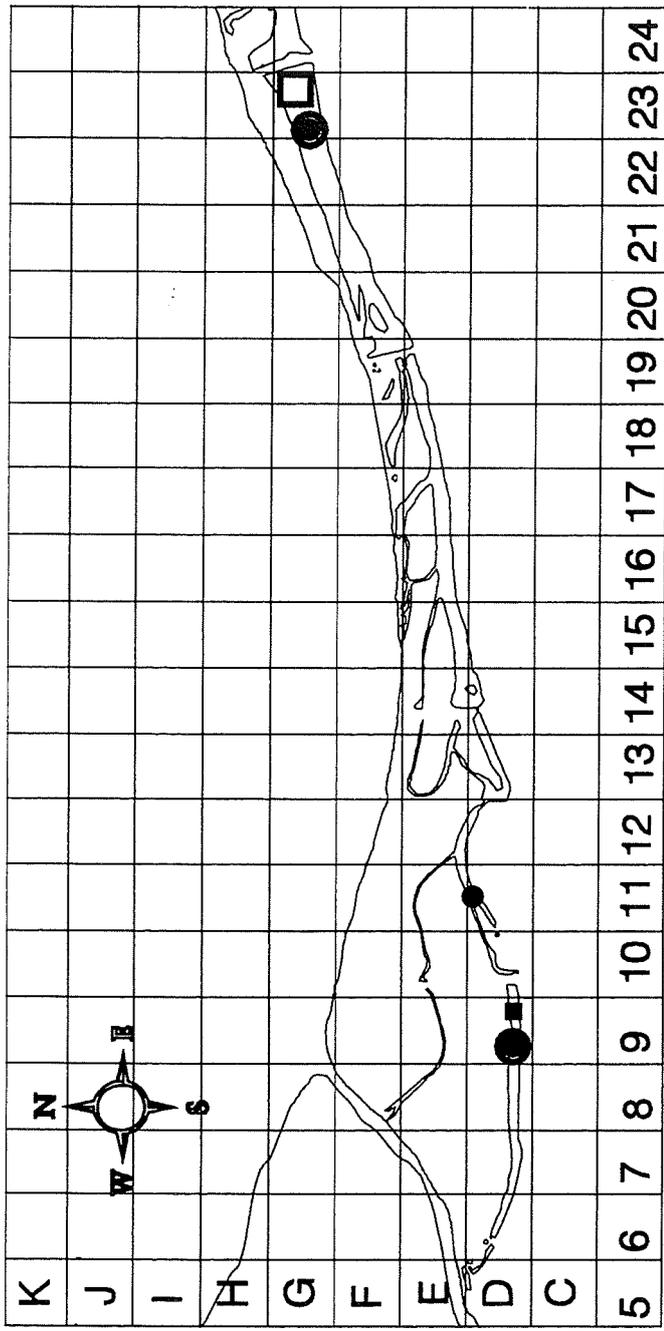
● Gymnocephalus cernua
 Kaulbarsch

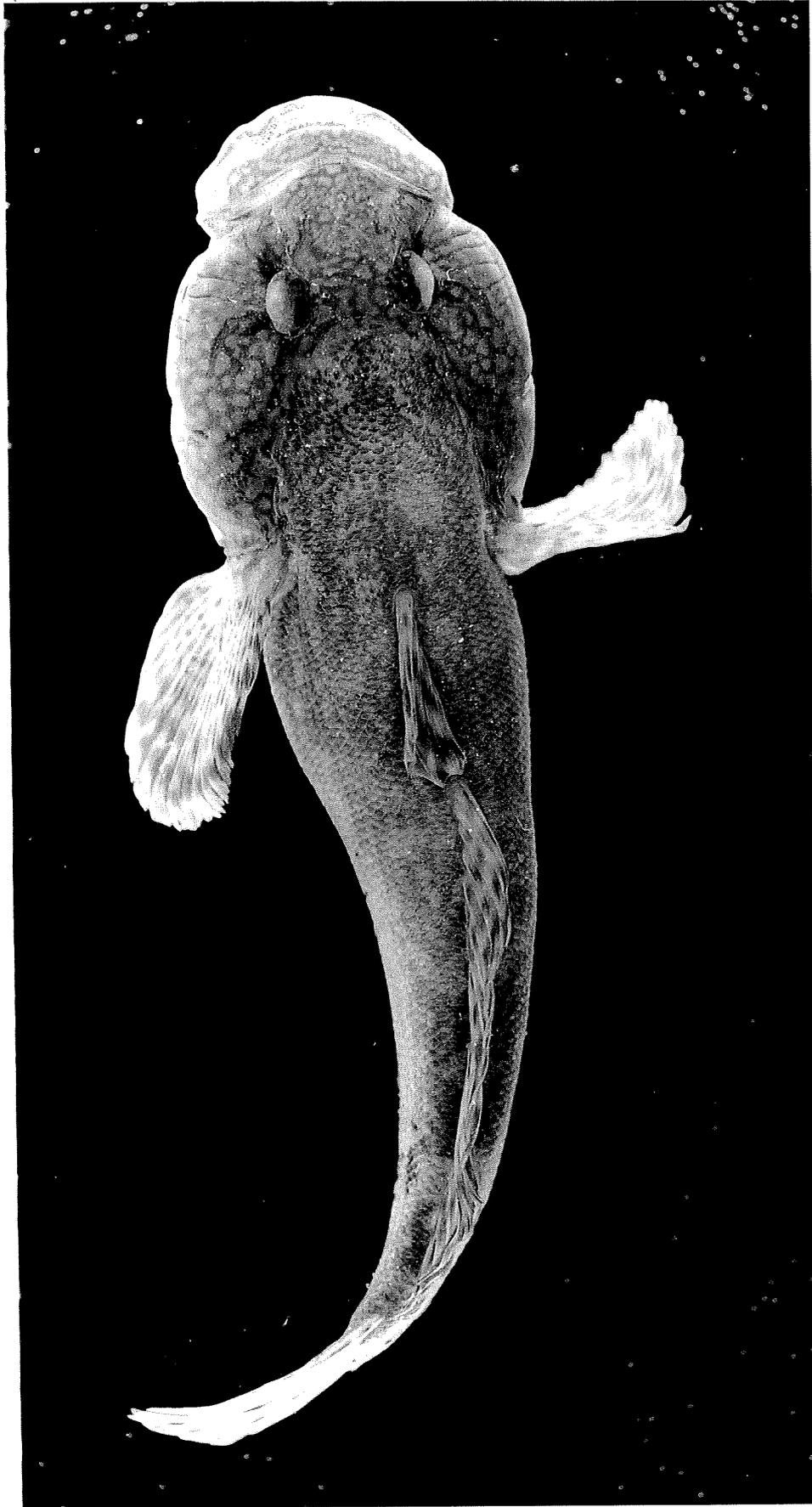
■ Gymnocephalus baloni
 Donaukaulbarsch

ZZ Gymnocephalus schraetser
 Schrätzer

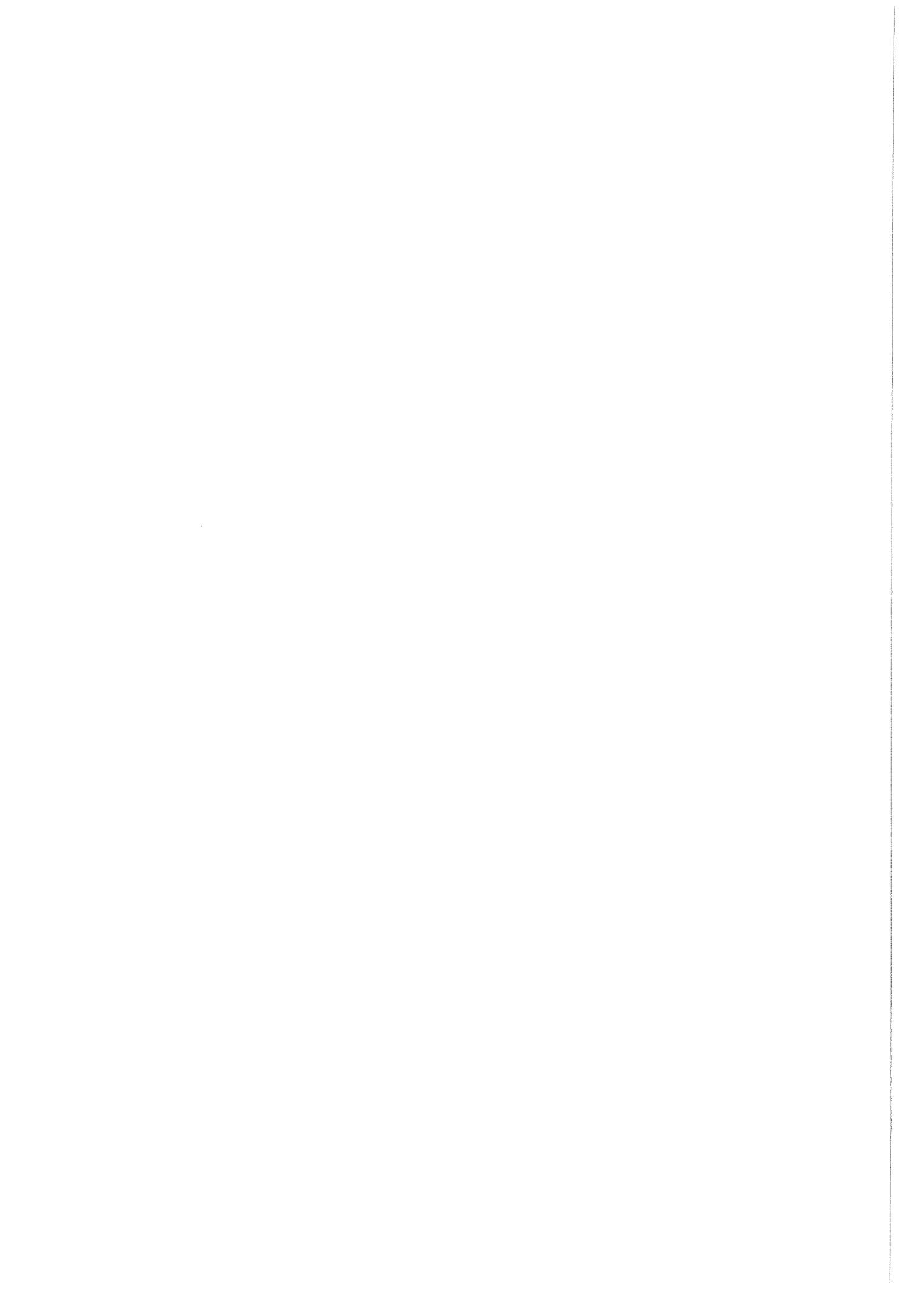
● Z Jungfische

○ Z Adultfische





Dorsalansicht von Kesslers Grundel (*Neogobius kessleri*; Aufnahme: Grillitsch)



3.3.2. Schwach benthisch orientierte Arten

Rotauge (*Rutilus rutilus*):

Mikrohabitatwahl: bei den Jungfischen (0+, 1+) konnte keine klare Mikrohabitatwahl festgestellt werden. Bei den größeren Tieren (> 1+) bestand ein signifikanter Zusammenhang zwischen Fischdichte und dem Vorhandensein von Totholz am Probepunkt (Tab. 8).

Makrohabitatwahl: die 0+ und 1+ Rotaugen traten verstärkt auf schotterdominierten Standorten auf (Tab. 7). Dieses Ergebnis steht im deutlichen Gegensatz zum 1994 gefundenen Verteilungsmuster dieser Art. Bei den größeren Tieren traten höhere Dichten in größerer lateralen Distanz zur Donau auf. Korrigiert man die Fischdichten auf die Mikrohabitatwahl (Vorhandensein von Totholz), so stellt sich die Substratheterogenität als wichtigster Makrohabitatparameter heraus (Tab. 8).

Barsch (*Perca fluviatilis*):

Mikrohabitatwahl: Bei allen 0+ und 1+ Fischen weist die maximale Wassertiefe den höchsten Erklärungswert für die Mikrohabitatwahl der Tiere auf. Je größer die Wassertiefe, desto mehr Barsche wurden gefangen. Die größeren Tiere wurden vor allem bei Steiluferabschnitten gefangen (Tab. 8), wie die Regression mit den Uferstrukturparametern zeigt. Die Jungfischaufnahmen 1994 zeigte beim Barsch saisonal wechselnde Mikrohabitatpräferenzen.

Makrohabitatwahl: Bei den 0+ und > 1+ Tieren konnte keinerlei signifikanter Zusammenhang mit der Makrohabitatparametern festgestellt werden, weder mit noch ohne Mikrohabitatkorrektur. Bei den 1+ Fischen trat ein komplexes Zusammenwirken von Anbindungsgrad und Substratheterogenität auf die tatsächlichen Fischdichten auf. Die mikrohabitatkorrigierte Analyse zeigte nur mehr einen Zusammenhang von Fischvorkommen und Anbindungsgrad. Die Bedeutung der Substratheterogenität für die 1+-Barsche ist anscheinend durch die Mikrohabitatverfügbarkeit (Steilufer!) bedingt.

3.3.3. Pelagische Arten

Laube (*Alburnus alburnus*):

Mikrohabitat: Bei den 0+ Lauben zeigte sich neben einem klarem Vermeiden von ufernahen Zonen, der auch im Herbst 1994 festgestellt werden konnte, ein nicht signifikanter Trend zu Flachufern. 1+ Lauben traten vor allem in seichterem Wasser auf und für größere Lauben können aufgrund der geringen Individuenzahlen keine Aussagen getroffen werden.

Makrohabitat: Nur bei den 0+ Lauben zeigte sich ein klarer Trend zur Bevorzugung großräumiger Schottergebiete. Dies stimmt mit den Ergebnissen der Jungfischaufnahmen überein und dürfte auf die Laichgewohnheiten dieser Art (Schotterlaicher) zurückzuführen sein.

Tabelle 7: Zusammenhang zwischen Umweltfaktoren und Fischdichte. Nur Korrelationen mit $p > 0,1$ wurden dargestellt

		Schotter	Heterogenität	Uferstruktur	Uferdistanz	Max. Tiefe	Substrat	Totholz
0+ Fische								
<i>A. alburnus</i>	r	-0,329	0,412	-0,339	0,536	-	-	-
	p	0,066	0,019	0,058	0,010	-	-	-
<i>Blicca björkna</i>	r	-	-	-0,416	-	-	-	-
	p	-	-	0,018	-	-	-	-
<i>Gymnocephalus cernuus</i>	r	-	-	-	-	0,347	-	-
	p	-	-	-	-	0,052	-	-
<i>Gobio gobio</i>	r	-0,339	-	-	-	-	-	-
	p	0,058	-	-	-	-	-	-
<i>Perca fluviatilis</i>	r	-	-	0,397	-	-	-	-
	p	-	-	0,025	-	-	-	-
<i>Proterorhinus marmoratus</i>	r	-0,308	-	-	-	-	-	-
	p	0,086	-	-	-	-	-	-
<i>Rutilus rutilus</i>	r	-0,435	-	-	-	-	-	-
	p	0,013	-	-	-	-	-	-
<i>Rhodeus sericeus</i>	r	-	-	-	0,395	-	0,434	-
	p	-	-	-	0,069	-	0,013	-
<i>Stizostedion lucioperca</i>	r	-	-	-	-	0,300	-	-
	p	-	-	-	-	0,096	-	-
<i>Vimba vimba</i>	r	-0,519	-	-	0,378	-	0,405	-
	p	0,002	-	-	0,083	-	0,022	-
Gobio albipinnatus ohne sign. Korrelation								
1+ Fische								
<i>Alburnus alburnus</i>	r	-	-	-	-	-0,400	-	-
	p	-	-	-	-	0,023	-	-
<i>Perca fluviatilis</i>	r	-	-	-	-	0,395	-	-
	p	-	-	-	-	0,025	-	-
<i>Proterorhinus marmoratus</i>	r	-	-	-	-	-0,338	-	-
	p	-	-	-	-	0,058	-	-
<i>Rutilus rutilus</i>	r	-0,462	-	-	-	-	0,299	-
	p	0,008	-	-	-	-	0,097	-
<i>Rhodeus sericeus</i>	r	-	-	-	0,404	-	-	-
	p	-	-	-	0,062	-	-	-
> 1+ Fische								
<i>Blicca björkna</i>	r	-	-0,373	-	-	-	-	-
	p	-	0,036	-	-	-	-	-
<i>Perca fluviatilis</i>	r	-	-	-0,612	-	-	-	-
	p	-	-	0,002	-	-	-	-
<i>Rutilus rutilus</i>	r	-	-0,353	-	-	0,330	-	0,344
	p	-	0,048	-	-	0,065	-	0,054

r = Spearmans Rangkorrelationskoeffizient, p = Irrtumswahrscheinlichkeit

Tabelle 8: Fischdichten und Umweltvariable (Uferzug)

	Mikrohabitat					p gesamt	Makrohabitat					p gesamt
	Uferstruktur1	Uferstruktur2	Uferstruktur3	Totholz	Max. Tiefe		Anbindungsgrad1	Anbindungsgrad2	Anbindungsgrad3	Heterogenität	Schotterdominanz	
0+ Fische												
<i>Alburnus alburnus</i>	b	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-0,352	0,048
	p										0,048	
<i>Gobio albipinnatus</i>	b	-	-	-	-	-	-0,241	0,663	-0,191	-	-	0,018
	p						0,216	0,002	0,331			
<i>Perca fluviatilis</i>	b	-	-	-	-	-0,353	-	-	-	-	-	a)+b)
	p					0,047						

Blicca björkna, Proterorhinus marmoratus, Rutilus rutilus, Rhodeus sericeus, Stizostedion lucioperca, Vimba vimba keine signifikanten Regressionen

1+ Fische

<i>Perca fluviatilis</i>	b	-	-	-	-	-0,401	0,023	-0,176	0,678	-0,197	-	-	a)	
	p					0,023		0,339	0,001	0,269				
	b							-0,084	0,482	n.i.	-0,320	-	b)	0,012
	p							0,666	0,013		0,067			

Alburnus alburnus, Proterorhinus marmoratus, Rutilus rutilus, Rhodeus sericeus keine sign. Regression

> 1+ Fische

<i>Perca fluviatilis</i>	b	-0,149	-0,197	-0,301	-	-	0,023	-	-	-	-	-	a)+b)	
	p	0,455	0,329	0,132										
<i>Rutilus rutilus</i>	b	-	-	-	0,423	-	0,016	-	-	-	-0,389	-	a)	0,028
	p				0,016						0,028			
	b							0,111	0,541	-0,447	-	-	b)	0,011
	p							0,546	0,007	0,017				

Proterorhinus marmoratus keine signifikante Regression

- b standardisierter Anstiegskoeffizient beta
- p Irrtumswahrscheinlichkeit
- a) auf Mikrohabitatnutzung korrigiert
- b) nicht auf Mikrohabitatnutzung korrigiert

- Anbindungsgrad 1 Regelsbrunn unten: -1, Haslau: 1, Rest: 0
- Anbindungsgrad 2 Regelsbrunn unten: -1, Maria Ellend: 1, Rest: 0
- Anbindungsgrad 3 Regelsbrunn unten: -1, Mitterhaufen+Regelsbrunn oben: 1, Rest: 0
- Heterogenität Regelsbrunn unten+Maria Ellend: -1, Mitterhaufen+Regelsbrunn oben: 1, Rest: 0
- Schotterdominanz Mitterhaufen: -1, Regelsbrunn oben: 1, Rest: 0
- Uferstruktur 1 Steilufer:-1, flaches Schotterufer: 1, Rest 0
- Uferstruktur 2 Steilufer:-1, flaches, schlammiges Ufer: 1, Rest 0
- Uferstruktur 3 Steilufer:-1, mittelsteiles Ufer: 1, Rest 0
- Totholz Totholz fehlend: -1, Totholz vorhanden: 1
- Max. Wassertiefe >= 100cm: -1, 40-70cm: 1, 80-90cm: 0

Tabelle 9: Fischdichte und Umweltvariable (Langleinen)

	Mikrohabitat		Makrohabitat
	Uferstruktur	Uferdistanz	Anbindungsgrad
<i>Gymnocephalus cernua</i>	-0,496 0,014	-	-
<i>Gymnocephalus baloni</i>	-	-	-0,475 0,019
<i>Blicca björkna</i>	-	-	-0,501 0,004

Uferstruktur: Erosionsufer: -1, Depositionsufer: 1

Uferdistanz: 1. Drittel: 1, 2. Drittel: 0, 3. Drittel: -1

Anbindung: Regelsbrunn unten, Haslau: -1, Mitterhaufen, Regelsbrunn oben: 1

Danksagung:

Bedanken möchte ich mich vor allem bei den Kollegen, die die aufwendige Freilandarbeit mitgetragen habe: Mag. G. Winkler, M. Schabuss, Mag. W. Reckendorfer.

4. Literatur

Oliva, O. (1960): Remarks on the distribution of *Neogobius kessleri* (Günther) and *Neogobius fluviatilis* (Pallas) (Osteichthyes, Gobiidae). Acta Universitatis Carolinae - Biologica Vol. (1): 45-54.

Spindler, T. (1991): Fischereimanagement im Altarmsystem der Donau im Bereich von Maria Ellend und Regelsbrunn. WWF-Forschungsbericht, 36pp.

Spindler, T. (1993): Populationsdynamische Untersuchungen im Altarmsystem und in der Donau im Bereich von Regelsbrunn und Haslau. WWF-Forschungsbericht, 80pp.

Zweimüller, I (1995): Microhabitat use by two benthic stream fish in a 2nd order stream. Hydrobiologia, 303: 125-137.

Zweimüller, I., S. Moidl & H. Nimmervoll (1996): A new species for the Austrian Danube - *Neogobius kessleri*. Acta Universitatis Carolinae - Biologica Vol. (40): 213-218.

Zusammenfassung

1. Hydrochemie

Das Ausmaß der hydrologische Vernetzung zeigt sich in den chemischen Daten, wobei zwischen 2 wesentlichen Parameter- (Indikator)gruppen unterschieden wird: Bei den geochemischen Parametern hängen höhere Werte mit stärkerem Isolationsgrad von der Donau bzw. mit Hangwasserzufluß zusammen (HEIN, 1993). FORSBERG et al. (1988) benutzten die Alkalinität als hydrologischen Marker, um im Amazonasgebiet je nach Pegelstand die Bedeutung verschiedener Zuflüsse zu differenzieren. Höhere Nährstofffrachten in den Augewässern sind meist auf Dotation mit Donauwasser zurückzuführen (HEILER, 1993). Biologische Prozesse und interne Austauschvorgänge, wie z.B. Sedimentation und Resuspension von Partikeln, sowie Remineralisation und Freisetzung von Elementen (SCHMIDT, 1973), bedingen eine Modifikation dieser grundsätzlichen Tendenz. Es zeigt sich, daß die Art der Dotation (oberflächlich oder Sicker/Grundwasser) über Indikatorparameter nachvollzogen werden kann.

Auch die mikrobielle Aktivität steht im Zusammenhang mit der hydrologischen Vernetzung. Hochwässer führen zu einem Einbruch in der Bakterienproduktion und zu einem Rückgang der Biomasse. Dies kann als Hinweis verstanden werden, daß von der Donau bzw. den überschwemmten Flächen eingetragenes Material aufgrund der stark verkürzten Retentionszeiten für die Bakterien nur beschränkt nutzbar ist. Bei günstigen Temperaturbedingungen und konstanten oder sinkenden Wasserständen (speziell nach Hochwasserereignissen) werden hohe Bakterienproduktionen und -biomassen gemessen. Hohe Primärproduktionsraten des Phytoplanktons können durch das bei der Photosynthese ausgeschiedene DOC der Grund dafür sein. Es müssen jedoch noch umfangreiche Untersuchungen bezüglich der Nahrungsnetzstrukturen im Plankton gemacht und die Qualität anderer DOC-Quellen bestimmt werden, um die steuernden Faktoren für das Bakterienwachstum in Augewässern zu bestimmen

2. Morphologie und Sedimentdynamik

Die starken Schwankungen der Feinsedimentauflagen im Bereich der Niederwasserfläche belegen die Heterogenität der benthischen Lebensräume. Während in den schottrigen Sedimenten der relative Anteil organischen Materials allgemein gering bleibt ($<1,0\%$), sind in den feinsedimentigen Altarmabschnitten ausgeprägte Konzentrationsunterschiede festzustellen. Nur in kleinen Teilbereichen (isolierte Gewässer bzw. Tümpelketten) liegt der organische Anteil des Sediments über 3 %: eine Umkehrbarkeit des Verlandungsprozesses ist für derartige Abschnitte nicht wahrscheinlich. Ein allgemeiner vertikaler Trend des organischen Gehaltes war nicht feststellbar.

Die Schwebstoffkonzentration der Donau zeigt zum Pegelstand Orth einen wesentlich stärkeren Zusammenhang als die Schwebstofffracht des Regelsbrunner Altarmes. Die groben organischen Fraktionen werden vor allem zum Zeitpunkt der Hochwasserspitze aus der Au ausgetragen.

3. Phytoplankton und Primärproduktion

In der vorliegenden Studie wurden für Phytoplanktonuntersuchungen in Hinblick auf die Öffnung der Regelsbrunner Au zwei charakteristische hydrologische Situationen der Donau herangezogen: Mittel- bis Niederwasser im Herbst 1995 und Mittelwasser mit einer Hochwasserspitze im Frühjahr 1996. Mit der teilweisen Öffnung der Regelsbrunner Au kommt es bereits unter Mittelwasser zu einer oberflächigen Anbindung an den Donaustrom. Diese Dotation beeinflusst die pelagische Algengemeinschaft nachhaltig.

Bei verstärkter Wasserführung kommt es zu einem Anstieg der Schwebstoffmengen und damit zu einer Verschlechterung des Lichtklimas im Wasserkörper. An sämtlichen Untersuchungsterminen war die Phytoplanktongemeinschaft schwachlichtadaptiert. Die Primärproduktion stand mit den Chlorophyll-a-Mengen in sehr hohem Zusammenhang. Im Bereich der Regelsbrunner Au konnten zumeist niedrigere vertikale Attenuationskoeffizienten als im Donaustrom nachgewiesen werden. Infolge der geringeren Fließgeschwindigkeit sedimentierte ein Teil der Partikel ab. Die Reduktion der Fließgeschwindigkeit führte aber auch

zu einer Verminderung der starken Turbulenzen und Scherkräfte. Dadurch konnte bereits im flußauf gelegenen Bereich des Hauptarmes bei Haslau häufig das Aufkommen zarter Flagellaten beobachtet werden.

Der Standort Haslau wies gemeinsam mit der Donau die größten Mengen an Algen auf. Die gegenüber der Donau verminderte Strömung führte zu einer besseren Durchlichtung der Wassersäule, die die höchsten Produktionsraten aller untersuchten Standorte bedingte. Das Artenspektrum unterschied sich bei Haslau nicht wesentlich von jenem der Donau, es kam jedoch zu einer Verschiebung in den Häufigkeiten. Neben den typischen zentrischen Donaukieselalgen traten zunehmend auch raschwüchsige Flagellaten auf.

Der flußab gelegene Teil des Hauptarmes wies gegenüber den anderen Probepunkten im Hauptarm geringere Schwankungen der Algenbiomasse und der Produktivität auf.

Mit Chlorophyll-a-Kurven konnte eindrucksvoll gezeigt werden, daß im Donaustrom im Jahresverlauf die Schwankungsbreite der Algenbiomasse bedeutend größer ist als in der Regelsbrunner Au. In der Donau wurden im Frühjahr 1996 bis zu $70 \text{ mg Chl-a.m}^{-3}$ verzeichnet.

Bei einer zusätzlichen Dotation mit Donauwasser können aus den Ergebnissen folgende Schlüsse gezogen werden:

- *Niederwasser: Bei längerdauernden Niederwasserperioden gewinnen im Längsverlauf des Hauptarmes biotische Interaktionen zunehmend an Bedeutung und verändern die pelagische Lebensgemeinschaft. Bei niedrigen Wasserständen wird auch der Bereich der Regelsbrunner Traverse ausschließlich durch die Prozesse in den oberen Aubereichen gesteuert (Grazing, Nährstofflimitation, Sedimentation von Algen). Im Längsverlauf kommt es zu einer Abnahme der pelagischen Produktivität. Die langen Retentionszeiten ermöglichen die Ausbildung einer maturen Planktonassoziaton. Von einer Dotation ist die Ausbildung solcher Situationen nicht betroffen.*
- *Mittelwasser: Der oberflächige Zustrom von Donauwasser beginnt nach der Öffnung bereits bei MW +0,5 (Status quo: MW + 1,5). Im oberen Teilbereich des*

Hauptarmes wird es als Folge der oberflächigen Donaudotation zu einer Erhöhung der Produktivität kommen. Durch die geringere Retentionszeit wird die pelagische Lebensgemeinschaft im flußauf gelegenen Bereich der Au eher dem Donauplankton gleichen, steuernd wirken dabei vor allem abiotische Faktoren. Die Zunahme der biotischen Faktoren greift gegenüber dem Status quo erst in den unteren Bereichen des Hauptarmes in zunehmenden Maße in die Ausbildung der Lebensgemeinschaften ein. Gegenüber dem jetzigen Zustand sind im unteren Bereich erhöhte Algenbiomassen und eine größere Produktivität zu erwarten, da die biotischen Interaktionen nicht mehr so stark ausgebildet werden.

- *Hochwasser: In weiten Bereichen der Regelsbrunner Au bestimmt die Donau den Zustand des Planktons. Im Zeitraum von Hochwasserereignissen kommt es bei der Regelsbrunner Traverse zu einem Rückstau von Donauwasser und damit zu einer starken Reduktion der Fließgeschwindigkeit. Dieser Bereich könnte als Refugialraum für Phytoplankton bezeichnet werden. Auswirkungen der Öffnung sind nicht zu erwarten.*

4. Makrophyten

In den Jahren 1995 und 1996 wurde im Altarmsystem zwischen Maria Ellend und Regelsbrunn eine Bestandsaufnahme der Makrophytenvegetation durchgeführt (1995 flächendeckend Abschnittskartierung; 1996 Detailkartierung an 8 Quertransekten). Diese Erhebung des Ist-Zustandes dient als Basis für die Beurteilung der Auswirkungen der Dotationsmaßnahmen auf die Wasserpflanzenvegetation.

Die flächenmäßig dominierenden Hauptarmbereiche und die Verbindungsarme zur Donau weisen größtenteils für Makrophyten sehr ungünstige Lebensbedingungen auf. Dadurch ist die Vegetation nur sehr schütter und spielt für das Gesamtsystem kaum eine nennenswerte Rolle.

In den Seitenarmen hingegen spielen die Wasserpflanzen eine für die Struktur des Gesamtsystems wesentliche Rolle. Die Vegetation weist eine hohe Artenvielfalt und Bestandesdichte auf. In stärker isolierten Tümpeln ist eine Massenentwicklung von

Makrophyten zu beobachten, allerdings sind diese Arme mittelfristig von Verlandung bedroht. In hydrologisch stärker an den Hauptarm angebundenen Teilsystemen findet sich eine für nicht abgedämmte Augewässer sehr reichhaltige Makrophytenvegetation. Durch die großen Artenzahlen und die relativ hohe Deckung wird der Wasserkörper dieser Arme von den Hydrophyten räumlich gut strukturiert. Aus Sicht der höheren Wasserpflanzen sind diese Standorte als die wertvollsten des Untersuchungsgebiets zu betrachten.

5. Makrozoobenthos

Die höchste mittlere und auch absolute Artenzahl (alle Gruppen) ist im Hauptarm feststellbar. Es fehlen im Hauptarm jedoch die typischen Vertreter des Donaustroms (Trichoptera, Amphipoda, etc.) Die kurzen lotischen Phasen reichen für die Etablierung donautypischer Assoziationen im Hauptarm nicht aus. Artenarme Abschnitte sind die isolierten und von Feinsedimenten dominierten Altwässer. Dort dominieren numerisch Oligochaeten und Microcrustacea. In den isolierten Abschnitten dürften schlechte Sauerstoffbedingungen die geringen Artenzahlen bedingen.

Beim Mitterhaufen zeigen die Assoziationen große Ähnlichkeiten im Quertransekt. Alle vier Probenstellen weisen schottrige Sedimente auf, der organische Gehalt in den Sedimenten zeigt jedoch beträchtliche Unterschiede. Die Individuendichten zeigen keine signifikanten räumlichen Unterschiede. Die höchsten Biomassen sind für den Hauptarm zu erwarten (aufgrund des relativ hohen Anteils der Chironomidae und Oligochaeta). Die Abundanzen liegen etwa um das 5-fache über den Werten von Donauuferzonen.

6. Mollusken

An 37 für das Untersuchungsgebiet repräsentativen Gewässerstandorten konnten 29 Wasserschnecken- und 16 Muscheltaxa nachgewiesen werden. Die häufigsten Arten sind *Lithoglyphus naticoides*, *Dreissena polymorpha* und *Valvata piscinalis*. Nur 9 von den 45 Taxa kommen in mehr als 50 % der untersuchten Standorte vor. Die höchste Vorkommenshäufigkeit besitzt die Form *Valvata piscinalis* (Vorkommen an 84 % der untersuchten Gewässer); es folgen *Radix ovata* (70 %), *Physella acuta* (65

%), *Pisidium henslowanum* (62 %), *Bythinia tentaculata* (60 %) und *Pisidium casertanum* (57 %). Arten, die einen höheren Anteil an der Gesamttaxozönose haben aber mit einer geringen Stetigkeit auftreten sind *Planorbarius corneus* (Autümpel und isolierte Altarme), *Ancylus fluviatilis* (vorwiegend in der Donau und in den dynamischen Inströmbereichen und Hauptarmabschnitten) und die phytophile Form *Anisus vortex*.

Die 4 vorgefundenen Großmuschelarten leben bevorzugt in den ausgedehnten litoralen Feinsubstratzonen des Hauptarmes der Au wo sie nahezu flächendeckend zu beobachten sind; in geringer Dichte kommen Adulttiere auch im Mischsubstrat vor. Die beiden häufigsten Arten sind *Unio pictorum* und *Anodonta anatina*; Besiedlungsdichte und Vorkommenshäufigkeit dieser beiden Arten gleichen sich weitgehend. Die donautypische Art *Unio tumidus* tritt in deutlich geringerer Dichte und Vorkommenshäufigkeit auf. Besonders kritisch scheint der Bestand von der in Österreich vom Aussterben bedrohten Art *Pseudanodonta complanata* zu sein, welche im Untersuchungsgebiet nur an einem Standort und in geringer Individuendichte nachgewiesen werden konnte.

Die höchste Artendiversität findet man in den großen Seitenarmen, welche ausgedehnte Feinsedimentböden und eine reichliche CPOM-Akkumulation aufweisen. Die geringste Diversität weisen die dynamischen Gewässerabschnitte von Hauptarm und Einströmbereichen auf. In den Zonen reger Sedimentumlagerung fehlen die Mollusken nahezu völlig (Einzelfunde).

Generell ist mit Zunahme des CPOM-Anteils (Totholz, Fallaub etc.) eines Gewässers eine höhere Diversität und vor allem eine deutlich höhere Besiedlungsdichte gegeben. Eine andersartige Verteilung ist nur innerhalb der stark verlandenden Altarme im Hinterland zu beobachten und ist vermutlich auf die ausgedehnte Sauerstoffzehrung zurückzuführen.

Bezüglich der einzelnen Hauptgewässertypen kann man aufgrund der Mollusken deutlich zwei Gruppierungen trennen: Gewässer mit mittlerer Dynamik (Hauptarm & Einströmbereiche) einerseits, Gewässer mit geringer Dynamik und ausgeprägter Verlandungstendenz (Seitenarme & verlandende Gewässer im Hinterland) andererseits.

Alle nachgewiesenen Molluskenarten sind in der Rote Liste gefährdeter Weichtiere Österreichs (FRANK & REISCHÜTZ 1990) ausgewiesen, womit die hohe Bedeutung des untersuchten Lebensraumes bezüglich des Naturschutzes deutlich aufgezeigt wird.

7. Libellen

Im Rahmen von 18 ganztägigen Exkursionen im Sommer und Herbst 1995 sowie im Frühjahr 1996 wurde eine Libellenkartierung der Au zwischen Maria Ellend und Regelsbrunn durchgeführt. Für alle Libellenarten wurden anhand des Fortpflanzungsverhaltens bzw. des Auftretens von frischgeschlüpften Exemplaren deren Bodenständigkeit beurteilt.

Insgesamt wurden 7740 Imagines bestimmt und dabei 29 von 67 in Niederösterreich sicher nachgewiesenen Libellenarten festgestellt. Für 16 Arten liegt ein Nachweis ihrer Bodenständigkeit vor. Die individuenreichste Art im Untersuchungsgebiet ist *Platycnemis pennipes* mit 4475 Nachweisen, gefolgt von *Erythromma viridulum*. Die 4 verbreitetsten Arten in den 98 Aufnahmequadranten von denen Libellenfunde vorliegen sind *Platycnemis pennipes* (86,7 %), *Calopteryx splendens* (70,4 %), *Ischnura elegans* (61,2 %) und *Orthetrum cancellatum* (51,0 %).

8. Amphibien

Alle hinsichtlich Artenvielfalt oder Anzahl der Braunfroschlaichballen herausragenden Laichplätze liegen in abgeschnittenen Kleingewässern oder Tümpelketten, welche auch bei mittleren Hochwässern geringe oder keine Strömung aufweisen. Die Hauptarmabschnitte haben als Laichgewässer nur Bedeutung, wo strukturreiche Ufer vorhanden sind oder solange sie durch den niedrigen Frühjahrswasserstand seichte Tümpelketten bilden. Im Hauptarmbereich konnten nennenswerte Gelegemengen nur im Altarm bei Maria Ellend festgestellt werden. Die bedeutsamen Fortpflanzungsgewässer der Amphibien bleiben von der beabsichtigten Anbindung an die Donau weitgehend unberührt. Im Gebiet konnten alle für diesen Lebensraum zu erwartenden Amphibienarten nachgewiesen werden.

9. Jungfische

Der Regelsbrunner Altarm weist einen hohen Anteil rheophiler Arten in seiner Jungfischassoziation auf. Allerdings konnten auch eurytope und stagnophile sowie eher rhithrale Arten nachgewiesen werden. Für die rheophilen, aber auch die rhithralen Arten ist der bereits derzeit stark ins Abflußgeschehen der Donau integrierte Bereich Regelsbrunn unterhalb der Traverse von besonderer Bedeutung. Bei einigen Arten (Kesslers Grundel, Schmerle) kommen sowohl 0+-Tiere als auch größere Individuen nur an dieser hydrologisch stark vernetzten Stellen auf. Die meisten Nasenjungfische, die im Sommer im Altarm auftreten, dürften als Larven eingedrftet werden. Die drastische Abnahme der Art im späteren Sommer ist jedenfalls nicht auf Verteilungsverschiebungen innerhalb der Augewässer zurückzuführen, sondern auf Abwanderung und/oder hohe Mortalität. Daher ist die Vernetzung mit der Donau im Spätsommer für diese Art besonders wichtig. Ähnliches gilt für die in geringeren Abundanzen auftretende Barbe. Jungfische (0+, 1+, Subadulte) der Rußnase weisen eine wesentlich höhere zeitliche Konstanz und weitere Verbreitung innerhalb des Altarmes auf, als aufgrund des Auftreten größere Tiere zu vermuten wäre. Bei manchen Arten weisen auch geringe Individuenzahlen den Altarm als autökologisch wichtiges Gebiet aus, da die Art generell selten ist (Nerfling), oder aufgrund der Reproduktionsstrategie weniger Jungfische pro Adulttier auftreten (Barbe). Anscheinend stellt der Hauptarm insgesamt ein wichtiges Habitat für rheophile Fische der Altersgruppe 0+ und 1+. Die bisherigen Untersuchungen lassen keine klaren Präferenzen für bestimmte Standorte innerhalb des Hauptarmes erkennen. Nur die Jungfische des Schrätzers weisen eine deutliche Bevorzugung auf, da sie vor allem im Sommer hauptsächlich im Mitterhaufenbereich vorkommen.

Ein abgeschlossener Abschnitt („Rotes Loch“) beherbergt hauptsächlich ein verarmtes Artenspektrum des Hauptarmes, dagegen bildete ein abgeschlossener, stark grundwasserdominierter Abschnitt Refugialbereiche für manche Arten. Nicht nur der Vernetzungsgrad, sondern auch die hydrochemischen und thermischen Bedingungen müssen bei der Beurteilung von Nebenaltarmen berücksichtigt werden.

Nach Altarmöffnung wird höchstwahrscheinlich ein größerer Bereich im Hauptaltarm ähnlich genutzt, wie jetzt bereits das Gebiet unterhalb der Regelsbrunner Traverse. Für die

Nasenjungfische dürfte vor allem die Altarmöffnung bei Haslau Verbesserungen bringen, da die sommerliche Auswanderung in die Donau für in Haslau aufwachsende Tiere erleichtert wird. Der Typus des stark mit dem Hauptarm vernetzten Nebengewässers mit deutlichem Hangwassereinfluß sollte als Refugialstandort erhalten bleiben.

10. Adultfische

Die Elektrobefischungsserien im Jahr 1996 zeigten die Abhängigkeit der Artenvielfalt vom Vernetzungsgrad der einzelnen Standorte mit dem Hauptstrom der Donau, aber auch der Standorte untereinander. Besonders bei der detaillierte Augustaufnahme erwiesen sich Bereiche mit einer raschen Abfolge von Kolken und Einmündungen als besonders artenreich. Im Vergleich mit zwei anderen Befischungsserien waren allerdings die Artenzahlen der einzelnen Befischungsstandorte deutlichen Schwankungen unterworfen. Jedenfalls im Bereich unterhalb der Haslauer Traverse verlagern die Arten ihre Aufenthaltsbereich deutlich zwischen den Standorten. Besonders klar zeigte sich das auch bei den kleineren (1+) Fischen, die an verschiedenen Standorten extrem unterschiedliche relative Abundanzen aufwiesen.

Im Bereich oberhalb der Haslauer Traverse konnten keine gravierenden Unterschiede in den Artenzahlen zwischen den zwei Befischungsserien festgestellt werden, obwohl die Serien zu verschiedenen Jahreszeiten und Jahren durchgeführt worden waren. Anscheinend erlaubt die geringere hydrologische Vernetzung in diesem Bereich keine ausgeprägten Verteilungsverschiebungen, wie sie im dynamischen unteren Abschnitt festgestellt wurden.

Der Anteil rheophiler nimmt wie zu erwarten generell in Richtung Altarmmündung zu. Diese Zunahme ist von einer Abnahme eurytoper Individuen begleitet. Stagnophile spielen auch in den am stärksten angebundenen Bereichen keine wesentlich geringere Rolle als in den stark isolierten Bereichen. Dies betrifft nicht nur den Bitterling sondern auch die Schleie und den Giebel.

Im Vergleich mehrerer Befischungsserien treten die einzelnen Arten räumlich und zeitlich unterschiedlich konstant auf. Während einige - ausschließliche eurytope - Arten mit hoher räumlicher und zeitlicher Konstanz auftreten, erweisen sich besonders die rheophilen Arten als

vor allem zeitlich wenig konstant. Dies betrifft nicht nur die Gruppe rheophil b, die definitionsgemäß den Altarm nur zu bestimmten Zeiten intensiv nutzen sollte, sondern auch die Gruppe rheophil a, für die der Altarm keinen wichtigen Teillebensraum darstellen sollte. Die räumliche Konstanz des Auftretens war bei vielen Arten wesentlich höher als die zeitliche Konstanz. Vor allem Arten der Gruppe rheophil b konnten hauptsächlich an einem oder zwei Standorten im Altarm konstant angetroffen werden. Mehrere Arten nutzten den Altarm im Jahr 1996 nicht, obwohl sie in vorangegangenen Untersuchungen auftraten (Zope, Zobel, Wolgazander). Dafür wurde bei einer Art (Kesslers Grundel) ein Ersthachweis für den Bereich (bzw. ganz Österreich) getätigt. Die regelmäßigen Fänge dieser Art deuten auf eine steigende Besiedlungsdichte hin. Der Ersthachweis von Balons Kaulbarsch dagegen könnte auch methodische Ursachen haben, da diese Art mehrmals mit dem Uferzugnetz und den Langleinen, aber nur einmal bei Elektrobefischungen nachgewiesen wurden.

Versuche, Abundanzunterschiede durch das Auftreten verschiedener Strukturelemente zu erklären, führten zu überraschenden Ergebnissen: im Altarm waren die wichtigen Faktoren im April für zwei Arten das Vorhandensein von Mündungen, im Sommer beeinflusste das Vorhandensein von Kolken die Abundanzen mancher Größenklassen. Die Einflußfaktoren waren anscheinend nicht artspezifisch sondern von der Jahreszeit und/oder der hydrologischen Situation im Altarm abhängig. Größenklassen einer Art zeigten keine Übereinstimmung in ihrer Reaktion auf die untersuchten Umweltfaktoren. Eine differenzierte Nutzung von Mikrohabitaten findet anscheinend weniger zwischen Arten als zwischen Altersklassen statt. Die große hydrologische Dynamik des Untersuchungsgebietes scheint auch die aus stabileren Systemen bekannten räumlichen Einnischungen aufzulösen.

Die geringe zeitliche Konstanz des Auftretens vor allem rheophiler Arten legt es nahe, bei Nachuntersuchungen die Beprobungsfrequenz zu erhöhen und möglichst unterschiedliche hydrologische Situationen zu erfassen.

11. Bodenfische

Die derzeitige Situation zeichnet sich durch eine bemerkenswert Vielfalt an Bodenfischarten aus, die auf die große Diversität an Mikrohabitaten und das Auftreten intermittierender Störungen (hydrologische Ereignisse) zurückzuführen ist. Die festgestellten Fischarten können einerseits Hinweise auf die Art und Stärke der Vernetzung von Donau und Altarm geben, andererseits auf die Sedimentbeschaffenheit:

- langandauernde Vernetzung mit dem Hauptarm: Bachschmerle
- gelegentliche Anbindung, bei hohen Dichten Nebenarmcharakter: Weißflossengründling
- direkte Einströmbereiche: Donaukaulbarsch
- Schotterumlagerungsprozesse: Schrätzer (?)

Es erscheint sinnvoll, die Bodenfischfauna, besonders die oben angeführten Arten, in die Nachuntersuchungen einzubeziehen. Änderungen in der Artenverteilung aufgrund des Einwanderns der Kesslergrundel erscheinen zwar in einem derart von hydrologischen Ereignissen gesteuerten System unwahrscheinlich, sind aber nicht gänzlich auszuschließen.

Glossar

Alkalinität: gebundene Kohlensäure = Säurebindungsvermögen = Carbonathärte.

Bakteriensekundärproduktion: Produktion der heterotrophen Bakterien unter Nutzung von DOC als Substrat.

CPOM: `coarse particulate organic matter`, entspricht grobem organischen Material, > 1,0 mm. D.h. Holzbestandteile, Blätter, Gräser, Makrophytenreste.

Deckungsgrad: gibt an wieviel Prozent der Untersuchungsfläche (Gewässerabschnitt oder Quadrat auf einem Detailkartierungstransect) von Makrophyten bzw. von einer Spezies bedeckt sind.

Denitrifikation: mikrobielle Reduktion des Nitrats über die Nitritstufe zum elementaren Stickstoff.

DOC: dissolved organic carbon - gelöstes organisches Material.

Flora: die Gesamtheit der Pflanzenarten eines Gebiets, ökologische Gesichtspunkte werden nicht brücksichtigt.

FPOM: `fine particulate organic matter`, organisches Feinmaterial, Fraktion < 0,1 mm.

Geochemische Parameter: Parameter, die durch die Geologie des Untergrunds bestimmt werden, z.B. Leitfähigkeit, Alkalinität, Härte.

Gewichteter Kohlerindex (Mengenindex): steht mit der tatsächlichen Pflanzenmenge eines Abschnitts in linearem Zusammenhang und mit dem Kohler-Index in folgender Beziehung: $y = x^3$ (y.....Mengenindex, gewichteter Kohler-Index; x.....Kohler-Index).

Hierarchische Clusteranalyse: Identifizierung relativ homogener Kategorien auf der Grundlage ausgewählter Merkmale.

Kjeldahl-N-Fractionen: oxidierbarer gelöster und partikulärer Stickstoff.

Kohler-Index: fünfstufige Schätzskala, die die Pflanzenmenge eines Gewässerabschnitts angibt.

Lichtklima: bezeichnet die Strahlungsverhältnisse am Standort.

Mittlerer Kohler-Index: ist der Median aller Kohler-Indices in einem Abschnitt.

Mittlerer Mengenindex: ist das arithmetische Mittel aller Mengenindices eines Abschnitts.

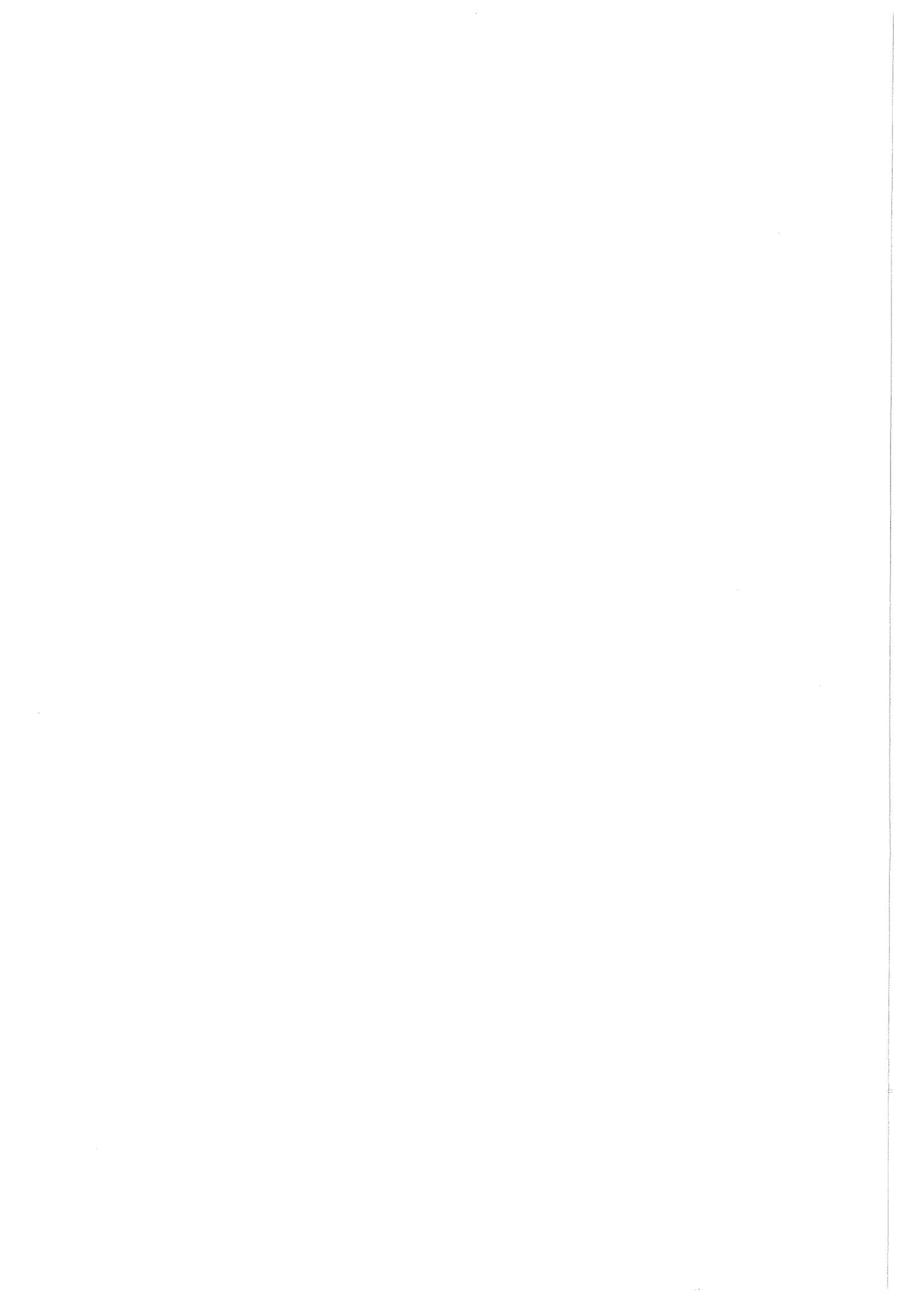
POC: particulate organic carbon - partikuläres organisches Material.

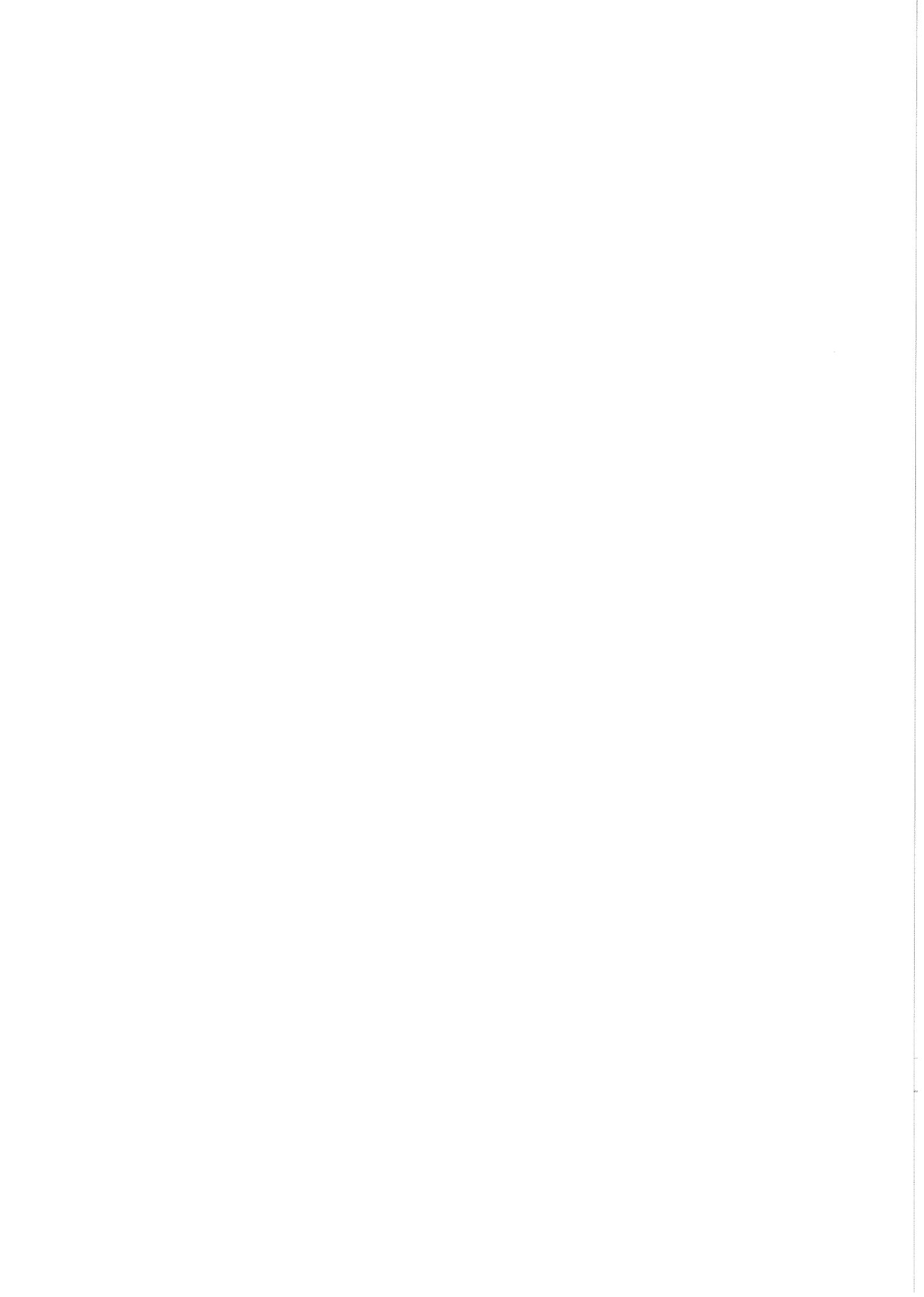
Remineralisation: Freisetzung von anorganischen Nährstoffen aus dem Sediment.

Schiefekoeffizient: gibt die Symmetrie der Verteilungskurve an.

Sortierungskoeffizient (So): Maßzahl für die Sedimentheterogenität $So = \sqrt{Q3/Q1}$. Ein Wert von 1 entspricht einem Sediment, welches nur aus einer einzigen Kornklasse aufgebaut ist. Je höher der Wert, d.h. je schlechter das Sediment sortiert ist, desto heterogener ist der Sedimentaufbau.

Vegetation: die Gesamtheit der Pflanzengemeinschaften eines Gebiets, ökologische Kriterien fließen bei der Gruppierung der Pflanzen zu Gemeinschaften ein.





- Herausgeber: Nationalpark Donau-Auen GmbH
- Titelbild: Christian Baumgartner
- Für den Inhalt sind die Autoren verantwortlich
- Für den privaten Gebrauch beliebig zu vervielfältigen
- Nutzungsrechte der wissenschaftlichen Daten verbleiben beim Rechtsinhaber
- Als pdf-Datei direkt zu beziehen unter www.donauauen.at
- Bei Vervielfältigung sind Titel und Herausgeber zu nennen / any reproduction in full or part of this publication must mention the title and credit the publisher as the copyright owner:
© Nationalpark Donau-Auen GmbH
- Zitiervorschlag: SCHIEMER, F., TOCKNER, K., BAUMGARTNER, C. (HRSG.) (2024)
Gewässervernetzung Altarmsystem zwischen Maria Ellend und Regelsbrunn: Limnologische Status-Quo-Erhebung. Untersuchungsjahre 1995 / 1996 — Endbericht.
Wissenschaftliche Reihe Nationalpark Donau-Auen, Heft 79

